



**Patrícia Raquel
Ferreira Dias**

**Impacto dos incêndios florestais na respiração basal
do solo em floresta de pinheiro bravo**



**Patrícia Raquel
Ferreira Dias**

**Impacto dos incêndios florestais na respiração basal
do solo em floresta de pinheiro bravo**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Mário Miguel Azevedo Cerqueira, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e a co-orientação do Doutor Jan Jacob Keizer, Investigador Principal do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) e do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, e da Doutora Bruna Raquel Figueiredo Oliveira, Investigadora de Pós-doutoramento do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Esta dissertação foi desenvolvida no âmbito do projeto FIRE-C-BUDs - Efeitos indiretos de incêndios florestais nos fluxos e no balanço de carbono (PTDC/AGR-FOR/4143/2014 - POCI-01-0145-FEDER-016780), financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT), com cofinanciamento do Programa COMPETE 2020 no âmbito do Sistema de Apoio à Investigação Científica e Tecnológica, SACT Projetos de IC&DT PIC, através do FEDER

" You must be the change you wish to see in the world."

Mahatma Gandhi

o júri

presidente

Professora Doutora Maria Isabel Aparício Paulo Fernandes Capela

Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Professor Doutor António José Dinis Ferreira

Professor Adjunto da Escola Superior Agrária de Coimbra do Instituto Politécnico de Coimbra

Doutor Jan Jacob Keizer

Investigador Principal do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro
(Orientador)

agradecimentos

Ao Prof. Doutor Mário Cerqueira, ao Doutor Jan Jacob Keizer e à Doutora Bruna Oliveira o meu agradecimento pela orientação e disponibilidade que demonstraram, e pela oportunidade de trabalhar no seio de um grupo de investigação.

A toda a ESP team, que tão bem me receberam, e pela ajuda disponibilizada e conhecimento transmitido em saídas de campo e em horas laboratoriais, em especial à Alda, Isabel, Ana Luísa, ao Óscar e Martinho.

À minha família, em especial aos meus pais por me possibilitarem a realização deste percurso, por todo o apoio incondicional e carinho proporcionados.

Ao Rodrigo por me ajudar a manter focada no meu objetivo, por ser uma presença constante e muito importante nesta fase da minha vida, por toda a paciência e carinho que me deu.

A todas as pessoas incríveis com quem criei grandes amizades ao longo destes anos e que me proporcionaram troca de experiências e de conhecimento, acabando por se tornar amigos que levo para a vida, em especial, à Mariana, Ana, Helena e Catarina que muito me aturaram nesta reta final.

E por fim, ao corpo docente do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro que contribuiu de forma essencial para a minha formação.

palavras-chave

Respiração do solo, pinheiro bravo, incêndios florestais, fluxos de carbono

resumo

Os incêndios são perturbações muito frequentes nos ecossistemas de tipo mediterrânico, estando relacionados com longos períodos de seca e temperaturas elevadas. Induzem mudanças na cobertura do solo e alteram os balanços de água, energia e carbono. Os fogos florestais têm-se intensificado nas últimas décadas, afetando, em média, 100 000 ha por ano do território português. O solo é um componente importante da sustentabilidade dos ecossistemas porque fornece ar, água, nutrientes e suporte mecânico para o sustento das plantas. Existe também uma permuta de gases ativa e contínua entre o solo e a atmosfera circundante. A respiração do solo é um processo-chave para os fluxos de carbono, sendo responsável por uma grande parte da respiração total da biosfera. A respiração basal é a taxa constante de respiração do solo, a qual reflete a atividade microbiana nele existente, e que é responsável pela degradação de matéria orgânica. Os incêndios florestais têm impactos diretos e indiretos nos serviços ecossistémicos florestais, em particular, no sequestro de carbono. No presente, ainda existe uma lacuna no conhecimento sobre fluxos de respiração do solo. Este estudo foi desenvolvido com o intuito de contribuir para o preenchimento desta lacuna, através da avaliação dos efeitos indiretos de incêndios florestais nos fluxos e no balanço de carbono no solo.

Para a realização deste trabalho, foram feitas amostragens de solo na localidade de Pousadas, município de Águeda, distrito de Aveiro, onde ocorreu um incêndio no dia 8 de agosto de 2016, que ardeu uma área total de 7342 ha. As amostragens foram feitas em duas áreas, uma ardida e outra adjacente não ardida, para efeito de controlo, as quais foram monitorizadas durante os primeiros meses após o incêndio, em outubro de 2016, janeiro, fevereiro, março e abril de 2017. Em cada área foram escolhidas 5 árvores e foram realizadas amostragens junto às árvores e entre as árvores, procedendo-se à recolha de um total de 20 amostras por cada campanha. As amostras foram recolhidas até uma profundidade de 5 cm. Para avaliar os efeitos dos incêndios sobre os fluxos de carbono no solo, foi medido um conjunto de propriedades do solo e o modo como a sua variação influencia a respiração do solo.

Os efeitos do fogo sobre as características físico-químicas do solo mostraram ser ligeiramente mais acentuados nas zonas entre as árvores. A densidade aparente do solo não sofreu alterações entre a área ardida e não ardida, mas o pH foi mais elevado na área ardida. O carbono e o azoto do solo não apresentaram diferenças significativas entre a área ardida e a área de controlo. A respiração basal do solo não sofreu grandes alterações entre as duas áreas de estudo, apresentando, no geral, fluxos ligeiramente mais elevados na área de controlo. As taxas médias±desvio padrão de respiração de todas as amostragens, obtidas pela titulação foram de [mg CO₂-C/g massa seca/h]: 0,54±0,35 para a área não ardida junto às árvores (UNB T), 0,74±0,35 para a área não ardida entre as árvores (UNB IP), 0,45±0,38 para a área ardida junto às árvores (BUR T) e 0,86±0,53 para a área ardida entre as árvores (BUR IP).

Keywords

Soil respiration, pinus pinaster, fire, carbon fluxes

abstract

Fires are very frequent disturbances in Mediterranean-type ecosystems, being related with long periods of drought and high temperatures. They induce changes in soil cover and change the water, energy and carbon balances. Forest fires have intensified in recent decades, affecting an average of 100.000 ha per year of Portuguese territory. Soil is an important component of ecosystem sustainability because it provides air, water, nutrients and mechanical support to sustain plants. There is also an active and continuous gas exchange between the soil and the surrounding atmosphere. Soil respiration is a key process for carbon fluxes, being responsible for a large part of the total respiration of the biosphere. Basal respiration is a constant rate of soil respiration, which reflects a microbial activity, responsible for the degradation of organic matter. Forest fires have direct and indirect impacts on our forest ecosystem services in particular, in carbon sequestration. At present, there is still a gap in knowledge about soil respiration flows. This study was developed with the purpose of contributing to fill this gap, through the evaluation of the indirect effects of forest fires on the fluxes and the carbon balance in the soil.

For the accomplishment of this work, soil samples were taken in the locality of Pousadas, municipality of Águeda, district of Aveiro, where a fire occurred on 8 August 2016, which burned a total area of 7.342 ha. Samplings were taken in two areas, one burned and one unburned, which were monitored during the first few months after the fire, in october 2016, january, february, march and april 2017. In each area 5 trees were selected and samples were taken near the trees and between the trees, and a total of 20 samples were collected per campaign. Samples were collected to a depth of 5 cm. Soil properties and how their variation influences soil respiration were also measured, in order to evaluate the effects of fires on soil carbon fluxes.

The effects of fire on the physical-chemical characteristics of the soil were shown to be slightly more pronounced in the zones between the trees. The bulk density of the soil didn't change between burned and unburned areas, but the pH was higher in the burned area. Carbon and nitrogen of soil content didn't show significant changes between the burned and the control area. The soil basal respiration didn't suffer major changes between the two study areas, presenting, in general, slightly higher flows in the control area. The mean \pm standard deviation respiration rates, of all the sampling campaigns, obtained by titration were [mg CO₂-C / g dry mass / h]: 0.54 \pm 0.35 for unburned tree area (UNB T), 0.74 \pm 0.35 for unburned interpatch area (UNB IP), 0.45 \pm 0.38 for burned tree area (BUR T) and 0.86 \pm 0.53 for burned interpatch area (BUR IP).

ÍNDICE

Índice de Figuras	iii
Índice de Tabelas	v
Lista de abreviaturas	vii
1 Introdução	1
1.1 Enquadramento.....	1
1.2 Incêndios florestais em contexto nacional	3
1.3 Solo	4
1.4 Respiração do solo	6
1.4.1 Variáveis geográficas que podem influenciar a RBS	9
1.4.2 Variáveis meteorológicas que podem influenciar a RBS	9
1.4.3 Parâmetros físico-químicos que podem influenciar a RBS	10
1.5 Impactos dos incêndios florestais na respiração do solo	13
1.6 Objetivos	16
1.7 Organização da dissertação	16
2 Materiais e métodos	17
2.1 Princípio das medições	17
2.2 Área de estudo.....	17
2.2.1 Metodologia de amostragem e esquematização.....	18
2.2.2 Variáveis meteorológicas	19
2.2.3 Cobertura do solo	19
2.2.4 Severidade do fogo.....	20
2.2.5 Resistência do solo.....	21
2.2.6 Recolha e armazenamento das amostras.....	21
2.3 Respiração basal do solo.....	22
2.3.1 Determinação do teor de humidade	22
2.3.2 Determinação da Capacidade máxima de retenção de água (CMRA)	23
2.3.3 Incubação	24
2.3.4 titulação	25
2.4 Carbono orgânico total (COT).....	25
2.4.1 Carbono solúvel em água (WCS).....	26
2.4.2 Carbono extraível com água quente (HWC)	26
2.4.3 Análises no Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer	27
2.5 Teor de matéria orgânica (MO).....	28
2.6 Densidade aparente (DA)	28
2.7 pH.....	29
2.8 Potencial de nitrificação (PN).....	29

2.8.1	Extração de nitratos.....	30
2.9	Análise dos dados.....	30
3	Resultados.....	33
3.1	Área de estudo.....	33
3.1.1	Variáveis meteorológicas	33
3.1.2	Cobertura do solo	37
3.1.3	Severidade do fogo.....	39
3.1.4	Resistência do solo.....	41
3.2	Respiração Basal do Solo.....	42
3.2.1	Capacidade máxima de retenção de água (CMRA).....	43
3.3	Carbono orgânico total.....	44
3.4	Teor de matéria orgânica	46
3.5	Densidade aparente.....	47
3.6	pH.....	48
3.7	Potencial de Nitrificação	48
3.8	Correlações.....	49
4	Discussão de resultados	51
4.1	Quantificação dos efeitos indiretos do fogo nas taxas de respiração do solo	51
4.2	Influência da variabilidade espacial nas taxas de respiração do solo	53
4.3	Influência dos padrões temporais nas taxas de respiração do solo	55
5	Conclusões e sugestões	57
5.1	Conclusões	57
5.2	Sugestões	58
	Bibliografia.....	61

Índice de Figuras

Figura 1. Distribuição das áreas florestais totais por espécie/grupo de espécies (ICNF, 2013b).	1
Figura 2. Número de incêndios florestais em Portugal Continental entre 1980 e 2015 (PORDATA, 2017).	4
Figura 3. Exemplo ilustrativo do perfil vertical do solo (http://www.timberpress.com/blog/2015/07/how-soils-form-and-age/ - acedido em janeiro de 2017).	6
Figura 4. Ciclo do carbono ao nível do solo.	7
Figura 5. Processo de escorrência da água gravitacional para determinação da capacidade máxima de retenção de água (capacidade de campo).	12
Figura 6. Localização da área e dos locais de estudo (Google maps, 2017).	17
Figura 7. Locais de estudo. (a) área de controlo e (b) área ardida.	19
Figura 8. Camada superficial do solo, (a) horizonte L e (b) horizonte F.	20
Figura 9. Ferramentas de medição da resistência do solo. (a) Penetrómetro. (b) <i>Torvane</i>	21
Figura 10. Exemplificação do processo de crivagem. (a) Partículas de diâmetro > 2mm. (b) Partículas de diâmetro < 2mm.	22
Figura 11. Frascos usados na medição da respiração basal das amostras.	24
Figura 12. Equipamentos utilizados na preparação das amostras para a análise do carbono orgânico total. (a) Agitador mecânico <i>scansci</i> . (b) Centrífuga <i>eppendorf</i> 5810 R. (c) Banho maria <i>precistcam</i>	27
Figura 13. Análises no Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer, TOC-V CPH de combustão húmida.	28
Figura 14. Espectrofotómetro UV-Visível T80.	30
Figura 15. Variação da temperatura e da humidade relativa durante o período de amostragem. ...	34
Figura 16. Variação da temperatura do solo e da humidade do solo durante o período de amostragem.	35
Figura 17. Variação da precipitação durante o período de amostragem.	36
Figura 18. Principais constituintes da cobertura do solo nos locais de estudo. (a) Carqueja. (b) <i>Calluna</i> . (c) Musgo. (d) Agulhas de pinheiro.	37
Figura 19. Divisão visível dos horizontes L, F e H na área de controlo.	38
Figura 20. Área ardida após abate dos pinheiros.	39
Figura 21. Árvores da área ardida, com copas parcialmente ardidas.	40
Figura 22. Evolução do solo da área ardida entre (a) outubro e (b) fevereiro.	40
Figura 23. Resistência do solo à penetração medida com o penetrómetro [khf/cm ²] nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.	41
Figura 24. Resistência do solo ao cisalhamento medida com o <i>torvane</i> [khf/cm ²] nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.	42

Figura 25. Medição da RBS [$\text{mgCO}_2\text{-C} \cdot \text{g}^{-1}\text{massa seca} \cdot \text{h}^{-1}$] ao 5º dia de incubação por via de uma titulação, dos locais em estudo ao longo do período de amostragem.....	43
Figura 26. Capacidade Máxima de Retenção de Água [%] medida nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.	44
Figura 27. Carbono solúvel em água [mg C/g solo] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.....	45
Figura 28. Carbono extraível com água quente [mg C/g solo] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.	45
Figura 29. Carbono orgânico total do solo extraído com água [$\text{kg C/m}^2 \text{ solo}$] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.	46
Figura 30. Carbono orgânico total do solo [$\text{kg C/m}^2 \text{ solo}$] calculado teoricamente para os locais em estudo ao longo do período de amostragem.	46
Figura 31. Teor de matéria orgânica [%, g matéria orgânica/g matéria seca] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.	47
Figura 32. Potencial de nitrificação [ppm] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.....	49

Índice de Tabelas

Tabela 1. Leitura do grau de correlação entre os diferentes parâmetros em análise (Weir, 2011).	31
Tabela 2. Médias das alturas dos horizontes do solo visíveis numa profundidade ≈ 10 cm na área de controlo.....	38
Tabela 3. pH e densidade aparente [g/cm ³] medidos nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.....	48
Tabela 4. Coeficientes de correlação, <i>P Values</i> e número de amostras analisadas dos parâmetros em estudo.....	50

Lista de abreviaturas

H ₂ O	- água
HCl	- ácido clorídrico
BUR	- ardido (do inglês <i>Burned</i>)
T	- árvore (do inglês <i>Tree</i>)
N	- azoto
CaCO ₃	- carbonato de cálcio
C	- carbono
Cl	- carbono inorgânico
CMRA	- capacidade máxima de retenção de água
Na ₂ C ₃	- carbonato de sódio
HWC	- carbono extraível com água quente (do inglês <i>Hot Water Carbon</i>)
COT	- carbono orgânico total
COS	- carbono orgânico no solo
WSC	- carbono solúvel em água (do inglês <i>Water Soluble Carbon</i>)
CT	- carbono total
IP	- clareira (do inglês <i>Interpatch</i>)
KCl	- cloreto de potássio
DA	- densidade aparente
CO ₂	- dióxido de carbono
H	- hidrogénio
OH ⁻	- hidróxido
NaOH	- hidróxido de sódio
MO	- matéria orgânica
MOS	- matéria orgânica no solo
UNB	- não ardido/de controlo (do inglês <i>Unburned</i>)
O ₂	- oxigénio
PN	- potencial de nitrificação
Pg	- petagrama
RBS	- respiração basal do solo
K ₂ SO ₄	- sulfato de potássio

1 INTRODUÇÃO

1.1 ENQUADRAMENTO

As florestas mediterrânicas são vulneráveis a numerosas ameaças, e em particular aos incêndios, que são perturbações muito frequentes neste tipo de ecossistemas. São potenciados pelo aumento da urbanização, má gestão florestal, como o abandono de terras e a plantação indevida de espécies propensas ao fogo, e de uma combinação de fatores climáticos, como longos períodos de seca, temperaturas elevadas e invernos pouco húmidos (Pereira et al., 2014; Shakesby, 2011; Uribe et al., 2013; Fernandes, 2007).

A vegetação mediterrânica apresenta 3 características que promovem incêndios florestais de alta intensidade e de rápida propagação: (1) a existência de grandes acumulações de ramos e folhas mortas que tendem a decompor-se lentamente; (2) o material vegetal apresenta uma relação área superficial/volume elevada, o que lhe permite uma secagem rápida e, conseqüentemente, um baixo teor de água do combustível; e (3) um elevado conteúdo em compostos voláteis facilmente inflamáveis (Lloret et al., 2009; Shakesby, 2011).

O uso florestal do solo é dominante no território de Portugal continental, representando 35,4% da ocupação do solo no ano de 2010. O eucalipto (*Eucalyptus globulus*) é a árvore predominante, com uma ocupação florestal de 812 mil ha, o sobreiro (*Quercus suber*) regista a segunda posição, com 737 mil ha, seguido do pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) com 714 mil ha (ICNF, 2013b) (Figura 1).

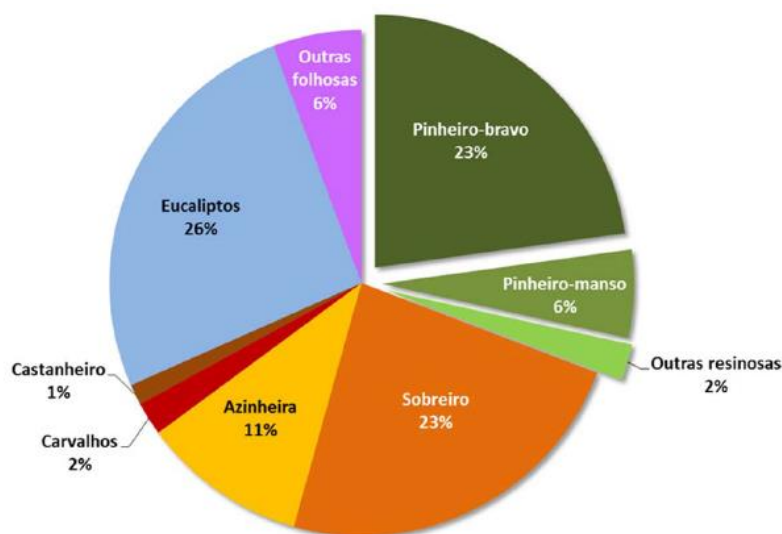


Figura 1. Distribuição das áreas florestais totais por espécie/grupo de espécies (ICNF, 2013b).

A principal alteração nas áreas das espécies florestais, entre 1995 e 2010, ocorreu ao nível do pinheiro bravo, apresentando uma diminuição de cerca de 263 mil ha (ICNF, 2013b). O pinheiro bravo, cujos povoamentos são objeto em estudo nesta dissertação, é uma conífera importante na bacia do Mediterrâneo ocidental e é atualmente a espécie mais afetada pelos incêndios florestais, tendo sofrido, nas últimas três décadas, uma perda de cerca de 4% da sua área total (Marques et al., 2012). Para tal contribuem as características da própria espécie, como a inflamabilidade, devido à presença de compostos voláteis como a resina, e a presença de uma camada de manta morta espessa no solo. No entanto, o pinheiro bravo também possui características que lhe conferem alguma resistência ao fogo, como por exemplo posse de casca espessa, a qual atrasa e diminui o pico de temperatura e a durabilidade do fuste (Silva, 2007; Moreira et al., 2010).

Nos últimos anos, o tema dos incêndios florestais tem atraído muita atenção, devido não só aos danos que têm provocado na abundância e distribuição de áreas florestais, mas também ao crescente debate do tema das alterações climáticas, em especial do ciclo do carbono (C) (Lal et al., 1998; Shakesby, 2011). Como resultado das alterações climáticas, os incêndios florestais aumentaram drasticamente a partir da década de 1960 na região mediterrânica europeia, tanto em frequência como em extensão. Têm-se intensificado nas últimas décadas, e em Portugal têm afetado, em média, 100 000 ha por ano (ICNF, 2015). Portugal, em particular, é favorável à ocorrência de incêndios florestais, devido ao clima e à existência de espécies florestais altamente inflamáveis (Catry, et al., 2007).

Os incêndios florestais são frequentemente considerados um importante agente de erosão e degradação do solo, apresentando consequências importantes para a dinâmica do carbono e o equilíbrio destes ecossistemas. Em particular, induzem mudanças na cobertura do solo e alteram os balanços de água, energia e carbono (Serrano-Ortiz et al., 2011; Uribe et al., 2013). Tem-se observado que, após um incêndio florestal, as áreas ardidas assumem um papel de fonte de emissão de carbono durante 10 ou mais anos (Serrano-Ortiz et al., 2011). É também sabido que este tipo de eventos tem impactos diretos e indiretos nos serviços ecossistémicos florestais, em particular, no sequestro de carbono (ICNF, 2013a).

Esta dissertação foi realizada no seio de uma equipa de investigação do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, a *Earth Surface Processes Team*, no âmbito do Projeto FIRE-C-BUDs. Este projeto pretende avaliar os efeitos indiretos de incêndios florestais no ciclo do carbono. Trata-se de um projeto do CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar) financiado pela FCT (Fundação para a

Ciência e a Tecnologia), que teve início em julho de 2016, com um período de execução previsto de 36 meses. O objetivo principal deste projeto é contribuir para a atual lacuna no conhecimento sobre os fluxos de carbono florestal e balanços imediatamente após incêndio florestal.

1.2 INCÊNDIOS FLORESTAIS EM CONTEXTO NACIONAL

Os incêndios florestais são influenciados pelo clima, sendo esperado um aumento das condições climáticas favoráveis a grandes eventos deste tipo, como períodos frequentes e mais extensos de seca, afetando consequentemente a capacidade de sequestrar carbono (Deal et al., 2010; Restaino et al., 2013; Westerling, 2006). No Mediterrâneo, as variações no clima, geologia, topografia, solo e vegetação, têm causado diferenças nas respostas pós incêndio. Contudo, a intervenção humana na paisagem e as mudanças nas condições socioeconómicas, combinadas com a introdução de monoculturas de árvores, influenciaram a atividade dos incêndios durante o final do século XX e o início do século XXI. Estes fatores combinados, aumentaram o número de ignições, e também em muitos casos, a severidade e a extensão dos incêndios florestais (Shakesby, 2011).

Em Portugal, grande parte do território foi queimado nas últimas três décadas (Figura 2). Esses incêndios florestais tiveram um impacto substancial na configuração e composição da paisagem florestada (Marques et al., 2012). A base de dados nacional de incêndios florestais regista, no período compreendido entre 1 de janeiro e 15 de outubro de 2016, um total de 13 079 ocorrências, dos quais 2 677 correspondem a incêndios florestais e os restantes 10 402 a fogachos, que resultaram em 160 490 hectares de área ardida (ICNF, 2016).

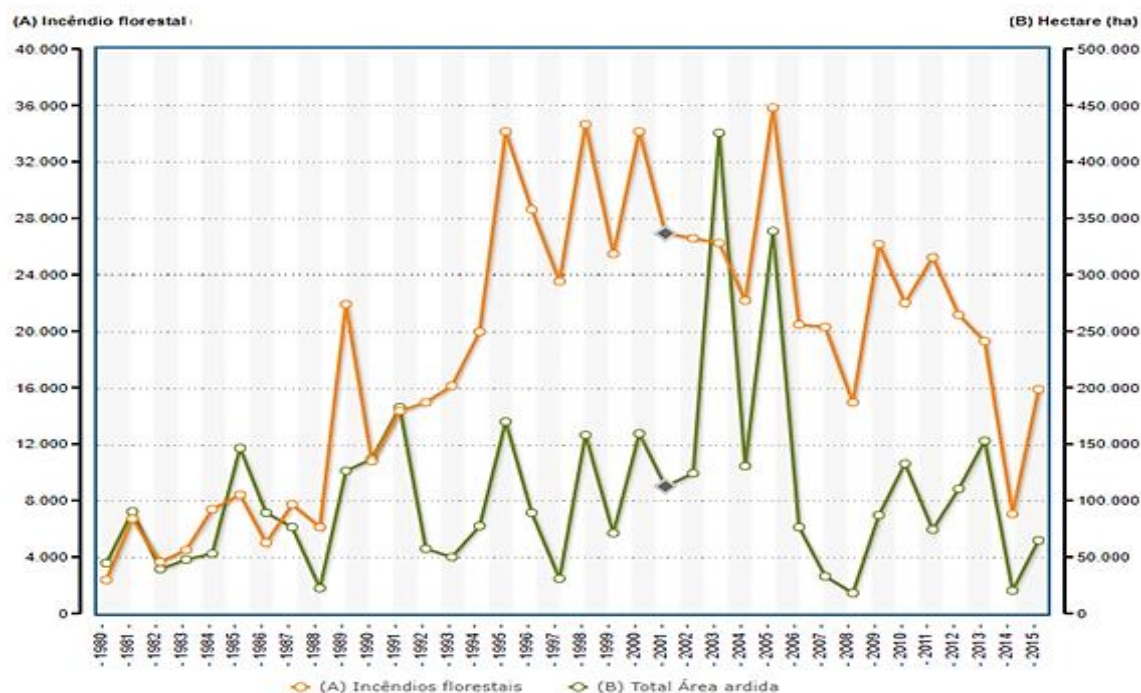


Figura 2. Número de incêndios florestais em Portugal Continental entre 1980 e 2015 (PORDATA, 2017).

1.3 SOLO

O solo é um recurso natural resultante da decomposição física e química da superfície da Terra em pequenos fragmentos. De uma forma simplificada, pode ser definido como a camada superficial da crosta terrestre, formada por partículas minerais de vários tamanhos, composição química diversa, matéria orgânica em diferentes fases de decomposição, água, ar e organismos vivos (Comissão das Comunidades Europeias, 2006).

O solo é um sistema natural de componentes minerais e orgânicos diferenciados em horizontes de profundidade variável, é um corpo dinâmico que varia com as condições de clima, topografia e vegetação (Barham et al., 1997; Bradshaw-Rowse, 2016). Trata-se de um recurso vital com taxas de degradação potencialmente rápidas e processos de formação e regeneração extremamente lentos (Pereira, 2013). É, normalmente, constituído por cerca de 45% de minerais e 5% de matéria orgânica. Os restantes 50% representam os poros que são preenchidos por água ou ar. A porção líquida do solo contém minerais dissolvidos e compostos orgânicos, produzidos por plantas e microrganismos, e os gases encontrados no solo são frequentemente os mesmos encontrados no ar que o rodeia (Bradshaw-Rouse, 2016).

O solo apresenta duas grandes componentes, a orgânica e a mineral: a primeira resulta da decomposição de restos animais e vegetais por ação de microrganismos, como

bactérias e fungos; a segunda resulta de processos erosivos que levam à progressiva desagregação das rochas em elementos de diferentes tamanhos (Bradshaw-Rouse, 2016).

Existem diversos elementos, tanto físicos como químicos, que caracterizam um solo e que ajudam a garantir a sua qualidade. O teor em matéria orgânica, por exemplo, favorece a fertilidade, a permeabilidade ao ar e à água e contribui para melhorar a estrutura do solo. O ar é essencial à respiração, não só das raízes das plantas, mas também de toda a fauna aí existente. O conteúdo em água é muito importante, uma vez que as plantas retiram do solo a água que necessitam e que irá transportar os nutrientes para os ramos e folhas. Contudo, nem toda a água que se encontra no solo está disponível para as plantas (Barham et al., 1997).

No solo existem classes de partículas distintas. A proporção em que estas se encontram designa-se por textura, e só a componente mineral é considerada para a determinação desta propriedade. As partículas agregam-se em aglomerados de maiores dimensões, criando uma estrutura que influencia o arejamento do solo. O espaço do solo que não é ocupado por partículas define a porosidade do mesmo, que afeta a sua permeabilidade, indicando a maior ou menor facilidade com que a água, o ar e as raízes das plantas o atravessam (Neary et al., 2005).

Quando se observa um corte de terreno, verifica-se que a sua constituição varia verticalmente desde a camada superficial até à rocha-mãe. Este é composto por camadas distintas que diferem na cor, composição, estrutura e textura. Estas camadas designam-se por horizontes e a sua sequência origina o perfil do solo. São convencionalmente identificados por ordem de profundidade pelas letras O, A, B C e R, como evidenciado na Figura 3 (Pereira, 2013; Neary et al., 2005).

O horizonte O é formado pela camada orgânica, constituída por folhas, ramos e restos de animais, sendo também designado por folhada ou manta morta. O segundo horizonte, A, é maioritariamente uma camada de solo mineral, mas também é composto por detritos orgânicos em estado de decomposição (húmus), a qual ainda contém um elevado número de organismos vivos e raízes das plantas. Os horizontes B e C são ambos minerais, o primeiro é constituído por elementos minerais que se formaram a partir da mineralização dos compostos orgânicos por ação dos decompositores, e o segundo por material da rocha mãe pouco fragmentado. O último horizonte, R, é assim designado pela presença da rocha-mãe, um substrato rochoso inalterado (Neary et al., 2005; Pereira, 2013).

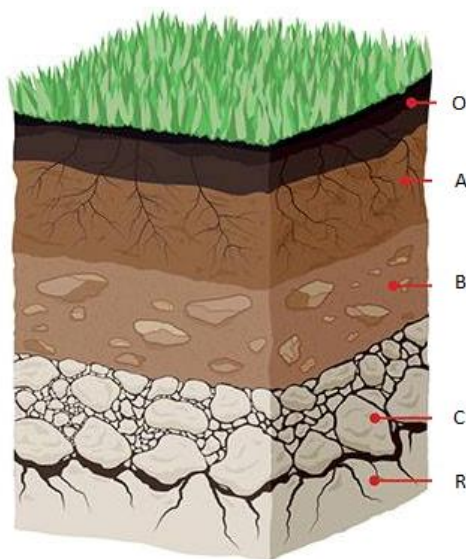


Figura 3. Exemplo ilustrativo do perfil vertical do solo (<http://www.timberpress.com/blog/2015/07/how-soils-form-and-age/> - acedido em janeiro de 2017).

A camada superficial do solo, onde se encontram resíduos orgânicos frescos, como detritos vegetais e animais, é designada de manta morta. Esta camada forma-se lentamente por processos biológicos, físicos e químicos, e é o grande suporte das plantas terrestres. Contudo pode ser rapidamente deteriorada ou destruída por fenómenos naturais ou por práticas incorretas. Os horizontes orgânicos contêm mais de 17% de carbono orgânico (ou mais de 30% de matéria orgânica) em massa. Estes surgem em solos orgânicos ou podem estar presentes na superfície de solos minerais (Soil Classification Working Group, 1998).

O solo florestal desenvolve-se sob a influência de um coberto florestal e arbustivo com uma camada orgânica bem definida, como consequência da existência de um sistema radicular bem desenvolvido e da presença de organismos específicos associados à vegetação da floresta (Pereira, 2013).

1.4 RESPIRAÇÃO DO SOLO

Nos últimos anos, a respiração do solo tornou-se um grande foco de investigação, tendo em conta o aumento das emissões atmosféricas de CO₂ e a grande contribuição dada para estes fluxos por parte dos solos. O fluxo de CO₂, definido como respiração do solo, representa o segundo maior fluxo de carbono nos ecossistemas terrestres (Bond-Lamberty et al., 2010; Hashimoto, 2012; Muñoz-Rojas et al., 2015; Raich et al., 1995). Estima-se que a respiração do solo é em média 80-98 Pg C por ano (Bond-Lamberty et

al.,2007). Mais de dois terços do carbono em ecossistemas florestais está contido no solo (Dixon, 1994).

A pesquisa sobre a respiração do solo tem sido notavelmente ativa nas últimas décadas, em parte porque está entre os assuntos menos compreendidos na ecologia do ecossistema e por outro lado porque representa o segundo maior fluxo de carbono entre a atmosfera e os ecossistemas terrestres (Luo et al., 2006). No entanto, existe ainda um conhecimento limitado da variabilidade deste parâmetro consoante diversos tipos de ecossistemas, comunidades de vegetação e respostas a distúrbios naturais ou humanos (Harmon et al., 2011; Metcalfe et al., 2011; Muñoz-Rojas et al., 2015).

A respiração do solo é definida por muitos autores como respiração subterrânea (*below-ground*), por forma a contrastar com a respiração que ocorre acima do solo (*above-ground*) (Figura 4). A última refere-se à produção respiratória de CO₂ acima da superfície do solo. A produção de CO₂ através da decomposição de matéria orgânica na camada de manta morta geralmente é incluída na respiração abaixo do solo (Luo et al., 2006). Estima-se que as florestas mundiais contenham até 80% de todo o carbono presente acima do solo e 40% de todo o carbono existente abaixo do solo (Dixon, 1994). Edwards et al. (1973) repartiram a respiração total do solo de uma floresta atribuindo 35% às raízes, 48% à manta morta e 17% ao solo.

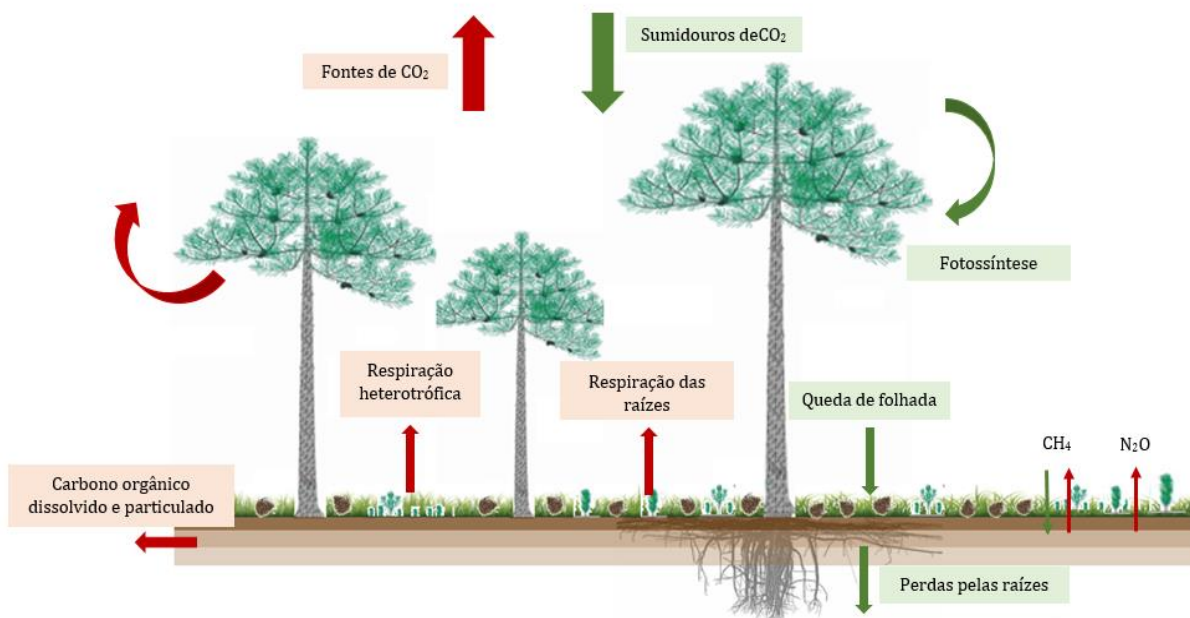


Figura 4. Ciclo do carbono ao nível do solo.

De uma forma mais geral, a respiração pode ser definida como o decorrer de dois processos, a absorção de oxigénio e a libertação de CO₂ por organismos e pelas partes da planta no solo (Pell et al., 2006). Esses organismos são micróbios, fungos e fauna do solo, e as partes da planta são raízes e rizomas (Buscot, 2005). A libertação de CO₂ para a atmosfera ocorre quando a componente orgânica é oxidada. Quando o CO₂ ou o O₂ são usados como índices de respiração, representam a mineralização de carbono ou respiração aeróbia, respetivamente (Pell et al., 2006).

A respiração basal do solo (RBS) é a taxa de respiração do solo, que reflete a atividade microbiana nele existente, responsável pela degradação de matéria orgânica, e é estimada com base na evaporação de CO₂ ou na captação de O₂ (Creamer et al., 2014; Dilly et al., 2008; Mesquita, 2005). Trata-se de um processo biogeoquímico que se encontra estritamente relacionado com a produtividade do ecossistema e a fertilidade do solo (Muñoz-Rojas et al., 2015; Oyonarte et al., 2012; Rey et al., 2011; Wu et al., 2014). A RBS reflete tanto a quantidade como a qualidade da fonte de carbono, constituindo, assim, um índice integrado do potencial da biota do solo para degradar substâncias indígenas e antropogenicamente introduzidas, sob determinadas condições ambientais (Pell et al., 2006).

A RBS trata-se de um processo variável sazonalmente e espacialmente, uma vez que é controlado por fatores ambientais como a temperatura, a humidade, o teor de nutrientes no solo e a concentração de oxigénio, tratando-se de um processo-chave para os fluxos de carbono (Lefèvre et al., 2017). Os principais fatores que regulam este parâmetro são o teor de água do solo, a concentração de oxigénio e a biodisponibilidade do carbono (Pell et al., 2006).

Em ecossistemas mediterrânicos, a RBS exhibe um padrão sazonal de alta respiração do solo durante o verão e baixa respiração no inverno (Luo et al., 2006). A variabilidade espacial está relacionada com a distribuição irregular da vegetação, o que pode resultar em maiores taxas de respiração debaixo das plantas em relação aos espaços entre árvores e plantas, ou solo nu, com baixo conteúdo orgânico (Maestre et al., 2003). As diferenças na composição e na qualidade da manta morta entre os diferentes tipos de vegetação afetam a respiração do solo, com alta variação não só entre os tipos de ecossistemas, mas também entre comunidades de vegetação adjacentes (Lal, 2004).

A quantificação dos fluxos globais de carbono é necessária para esclarecer se os ecossistemas terrestres globais fixam mais CO₂ atmosférico através da fotossíntese do que retornam à atmosfera através da respiração (Lefèvre et al., 2017).

1.4.1 VARIÁVEIS GEOGRÁFICAS QUE PODEM INFLUENCIAR A RBS

As zonas mais elevadas do terreno são mais propensas a perdas de solo e de nutrientes, já as zonas mais baixas correspondem a áreas onde ocorre a acumulação de solo e nutrientes (Araújo et al., 2005). Estas zonas variam no seu microclima, intensidade da luz, temperatura do solo e do ar, humidade, evaporação e duração dos períodos de crescimento, estando estas variações associadas a diferenças na composição e estrutura da vegetação (Cantlon, 1953; Pook, 1966).

Os locais orientados para sul recebem mais luz solar, tornando-se mais propícios ao crescimento de vegetação resistente à seca e menos propícios ao crescimento de árvores. Por outro lado, os locais orientados para norte são mais húmidos e frios, a sombra das árvores pode reduzir a temperatura do solo entre 5 a 10°C, o que influencia positivamente a atividade microbiológica do solo (Måren et al., 2015; Wilson, 1988). A sombra proporciona temperaturas ambiente e do solo mais amenas, o aumento da humidade do ar e a redução da taxa de evapotranspiração, aumentando a humidade do solo (Wilson, 1988), o que pode provocar o aumento da taxa de mineralização do azoto e a decomposição da manta morta (Wendling, 2011).

1.4.2 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS QUE PODEM INFLUENCIAR A RBS

As alterações climáticas têm consequências cada vez mais visíveis. Estas alterações dizem respeito a mudanças de temperatura e padrões de pluviosidade em relação a médias históricas. Tais variações podem alterar as características e qualidade do solo, pois relacionam-se de forma direta ou indireta com vários parâmetros que lhe estão associados (Luo et al., 2006).

Por exemplo, a respiração do solo aumenta com a temperatura, fenómeno resultante da sensibilidade térmica das reações catalisadas enzimaticamente que estão envolvidas na respiração. A respiração do solo aumenta exponencialmente numa baixa gama de temperatura, atingindo um máximo a uma temperatura de 45 a 50°C e começando a diminuir a partir desta, uma vez que a temperaturas muito altas as enzimas podem-se degradar e a atividade respiratória entra em declínio. A temperatura pode também influenciar a respiração do solo de forma indireta, através dos seus efeitos sobre o transporte de substrato e O₂ (Luo et al., 2006).

A sensibilidade da respiração do solo à temperatura é afetada por condições de humidade, que depende também dos padrões de pluviosidade. É assim necessário fazer

uma avaliação global das variáveis meteorológicas que possam interferir com os parâmetros que se pretendem analisar.

A humidade do solo refere-se à quantidade de água presente nos poros deste. Trata-se de um fator de elevada importância, uma vez que esta água é essencial às plantas para que possam transportar os seus nutrientes às partes superiores, como ramos e folhas. Contudo, nem toda a água que se encontra no solo está disponível para as plantas. Impulsionado por eventos estocásticos de chuvas, o teor de água do solo é muito dinâmico e flui ao longo do tempo (Bradshaw-Rouse, 2016). Solos com elevados teores de humidade, para além de serem de difícil manuseio, são desfavoráveis na difusão do CO₂ na respiração basal. É assim necessário conhecer a variação deste fator para permitir a sua correção para 50% da capacidade máxima de retenção de água, anulando a sua influência na respiração basal (Silva et al., 2007).

Imediatamente após um evento de precipitação, a infiltração da água provoca o aumento significativo do teor de humidade no solo. No período subsequente, esta sofre evapotranspiração, causando a sua diminuição. Os eventos estocásticos de precipitação que levam a grandes flutuações no teor de humidade do solo, geralmente resultam em fortes variações na respiração do solo em ecossistemas naturais (Luo et al., 2006).

O fluxo de CO₂ do solo é baixo em condições secas, aumentando substancialmente com o aumento do teor de humidade, atingindo a taxa máxima nos níveis intermediários de humidade do solo, que correspondem, geralmente, a valores próximos da capacidade de campo (Liu et al. 2002, Xu et al., 2004). Contudo, teores de humidade elevados provocam fluxos baixos de CO₂ no solo, provavelmente atribuíveis à inibição do movimento gasoso em solo saturado de água logo após a precipitação, atingindo condições anaeróbicas que inibem a atividade microbiana aeróbica. Várias horas a alguns dias após a chuva cair em solo seco, as atividades microbianas são ativadas, resultando num aumento de libertação de CO₂ (Luo et al., 2006).

1.4.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS QUE PODEM INFLUENCIAR A RBS

Os incêndios provocam frequentemente alterações importantes ao nível da paisagem, reduzindo de forma drástica a cobertura vegetal, sendo a sua recuperação um processo de extrema importância. As taxas de erosão após o fogo aumentam significativamente e comprometem a reserva edáfica, essencial à recuperação da cobertura vegetal (Florestar - Sustentabilidade da Floresta, 2007). Toda a biomassa da cobertura vegetal

pode transformar-se em manta morta, que é incorporada no solo como matéria orgânica morta. A decomposição desta camada fornece quantidades substanciais de substrato de carbono para a respiração microbiana, libertando quantidades significativas de CO₂. Como consequência, a respiração do solo, geralmente, aumenta linearmente com a quantidade de manta morta presente na superfície do solo (Jenny et al., 1949, Olson, 1963).

A matéria orgânica do solo engloba os constituintes orgânicos em várias fases de decomposição, tais como tecidos de plantas e animais mortos, materiais com menos de 2 mm de tamanho e organismos do solo. O teor em matéria orgânica é um parâmetro fundamental para a estabilização da estrutura do solo, melhora a capacidade de retenção de água e a retenção e libertação de nutrientes de plantas, conferindo fertilidade ao solo, favorece a permeabilidade ao ar e à água, tornando-se um indicador-chave de resiliência ambiental. A decomposição da matéria orgânica liberta ainda mais nutrientes minerais, tornando-os disponíveis para o crescimento das plantas (Bot et al., 2005). Uma porção da matéria orgânica é facilmente decomponível, embora a maioria esteja estabilizada por alguma proteção física, química e/ou bioquímica contra a decomposição (Luo et al., 2006).

O teor de humidade que permanece num determinado solo após um longo período de drenagem gravitacional, sem suprimento de água na superfície do terreno é chamado de capacidade de campo ou capacidade máxima de retenção de água (Figura 5). Trata-se da quantidade de água presente no solo prontamente disponível para as plantas após a drenagem da água gravitacional para uma profundidade abaixo da zona das raízes (Tan, 1996). O teor de água disponível é a quantidade de água mantida pelos solos entre a capacidade de campo e o ponto de emurchecimento. Contudo, é suficiente medir apenas o teor de humidade do solo na capacidade de campo para obter uma indicação do teor de água disponível (Tan, 1996). Luo et al. (2006) afirmam que os valores de teor de humidade que correspondem à capacidade de campo do solo são os que proporcionam as taxas de respiração mais elevadas.

A densidade aparente do solo é a massa do solo seco dividido pelo volume total do mesmo. O volume total do solo é a combinação do volume de sólidos e poros que podem conter ar ou água, ou ambos. Os valores médios destes três elementos no solo são facilmente medidos e são uma indicação útil da sua condição física, indicando o tamanho, forma e disposição de partículas e espaços vazios. Este parâmetro é de grande importância para o cálculo dos fluxos de carbono no solo (Brown et al., 2014).

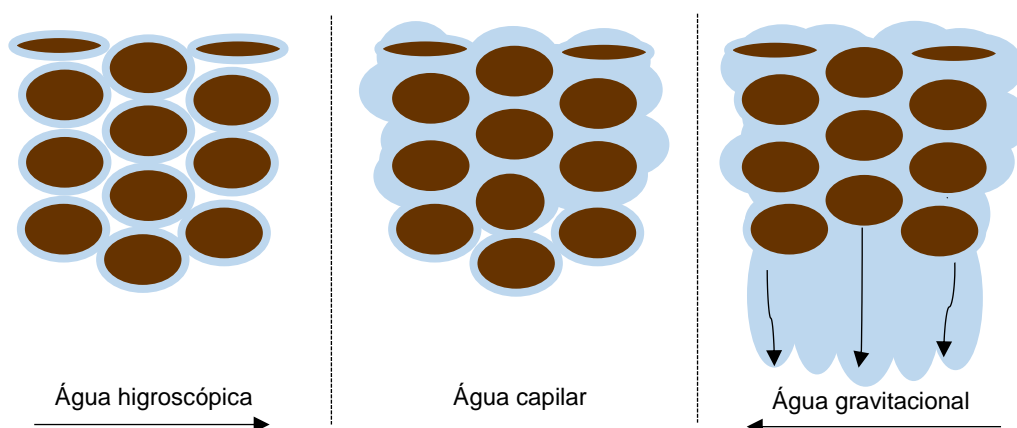


Figura 5. Processo de escoamento da água gravitacional para determinação da capacidade máxima de retenção de água (capacidade de campo).

A disposição do solo está relacionada com a porosidade que, por sua vez, determina a capacidade de retenção de água, o movimento da água e a difusão de gás no solo. Assim, este parâmetro influi na respiração do solo, principalmente através dos seus efeitos sobre a porosidade, a humidade e a fertilidade do solo (Luo et al., 2006).

O pH do solo é uma medida da concentração de iões de hidrogénio presentes neste, sendo um indicador da sua acidez. Quanto menor o pH do solo, maior a sua acidez, este é medido numa escala logarítmica de 1 a 14, sendo 7 um pH neutro (Gazey, 2014). A medição do pH do solo torna-se num parâmetro de grande utilidade, uma vez que prevê as várias atividades químicas deste. Como tal, é também um indicador aproximado da disponibilidade de nutrientes no solo. O pH influencia o crescimento e a proliferação de micróbios do solo e, conseqüentemente, a respiração do solo. A produção de CO_2 , geralmente, aumenta até um pH de 7 e tem tendência a diminuir com um pH acima de 7 (Kowalenko et al., 1978).

O carbono orgânico total (COT) influencia muitas das características do solo, incluindo a cor, a capacidade de retenção de nutrientes, a renovação e a estabilidade de nutrientes que, por sua vez, influenciam a sua hidrologia e o arejamento (Pluske, 2008). Os fatores que controlam a decomposição da matéria orgânica no solo incluem a temperatura e o teor de água, os quais influenciam muito o armazenamento de carbono, pelo seu efeito sobre a atividade microbiana (Kögel-Knabner et al., 2008). Existe um forte apoio empírico para a ideia de que o aumento da temperatura estimula a perda de carbono do solo para a atmosfera (Lefèvre et al., 2017). Franzluebbers et al. (2001) recolheram amostras de solo de quatro regiões climáticas distintas para um estudo de incubação, e descobriram que a respiração basal do solo apresentava uma correlação linear com o carbono orgânico do solo (COS).

O potencial de nitrificação (PN) é uma medição da fração ativa de azoto orgânico do solo facilmente decomponível pelos microrganismos presentes neste, originando a libertação de azoto mineral. Trata-se da fração de azoto orgânico convertido em azoto disponível para as plantas sob condições específicas de temperatura, humidade, arejamento e tempo (Curtin, 2006). O azoto afeta a respiração do solo de diversas formas. A respiração gera energia para suportar a absorção e a assimilação do azoto radicular. O alto teor de azoto geralmente está associado a altas taxas de crescimento, estimulando a produção primária das plantas, que produzem mais substrato levando a uma taxa respiratória mais elevada (Vitousek et al., 1991). A decomposição da camada de manta morta é reforçada pela alta disponibilidade de azoto em estágios iniciais e, consequentemente, aumenta a respiração microbiana (Magill et al. 1998; Saiya-Cork et al., 2002). No entanto, as atividades oxidativas associadas à matéria orgânica recalcitrante são geralmente inibidas pela presença de azoto, presumivelmente porque os decompositores de materiais recalcitrantes são geralmente adaptados a baixas condições de azoto (Luo et al., 2006).

1.5 IMPACTOS DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS NA RESPIRAÇÃO DO SOLO

Os incêndios florestais têm impactos ambientais e socioeconómicos, incidindo, principalmente, na perda de área florestal, que, consequentemente, afeta os ciclos biogeoquímicos e os ecossistemas naturais que dela advêm, levando à perda de biodiversidade (Moreira et al., 2010). Os impactos ambientais são o resultado de diversos fatores associados às características do próprio incêndio, tais como a sua dimensão, a época do ano em que se registou, a duração que teve e ainda a frequência de incêndios na região (Lourenço, 1990). A intensidade e a severidade do fogo também são características dos incêndios que têm influência nos impactos ambientais. A intensidade do fogo refere-se à libertação de energia por unidade de tempo e por unidade de comprimento da frente do fogo, enquanto a severidade do fogo refere-se à grandeza do impacto direto e imediato do fogo e reflete o calor total libertado pela combustão da biomassa (Moreira et al., 2010). Outros fatores que influenciam estes eventos prendem-se com os combustíveis, que, por sua vez, dependem das propriedades dos povoamentos florestais, muitas vezes resultantes da natureza e das características do próprio solo (Lourenço, 1990).

Dependendo em grande parte da severidade do incêndio, pode ocorrer um conjunto de mudanças físicas, químicas, mineralógicas e biológicas no solo, como por exemplo o aumento da densidade aparente e alterações da porosidade, alterações no pH do solo,

a deterioração da estrutura do solo, e a combustão parcial ou completa da matéria orgânica na qual se inclui a biota do solo, respetivamente (Certini, 2005; González-Pérez et al., 2004; Inbar et al., 1998; Robichaud et al., 2000; Shakesby et al., 2006). A extensão e a duração desses efeitos dependem, em primeiro lugar, da severidade do incêndio, que, por sua vez, é controlada por vários fatores ambientais que afetam o processo de combustão, como a quantidade, natureza e humidade do combustível, temperatura e humidade do ar, velocidade do vento e topografia do local (Certini, 2005).

Os biomas florestais desempenham um papel fundamental no ciclo global do carbono, o seu sequestro nas florestas tem o potencial de mitigar os efeitos das mudanças climáticas. Este é fixado através da fotossíntese do dióxido de carbono e pode ser armazenado durante séculos em biomassa, detritos e matéria orgânica presente no solo. No entanto, um incêndio é um agente perturbador natural capaz de libertar grandes fluxos de carbono para a atmosfera (Restaino et al., 2013; Wainwright et al., 2004; Zavala et al., 2010).

Os efeitos do fogo ao nível do solo são de elevada complexidade devido ao número de mecanismos que este envolve, podendo destacar-se dois tipos de efeitos, diretos e indiretos. Os efeitos diretos estão essencialmente relacionados com a ação do calor sobre a componente orgânica do solo. Consoante a severidade do incêndio, a perda total ou parcial de matéria orgânica do solo resulta na perda de estrutura do solo, deixando-o mais exposto a processos hidrológicos e erosivos. O aquecimento dos solos tende a alterar as suas características físicas e químicas, incluindo o comportamento de repelência à água. Já os efeitos indiretos relacionam-se com o desaparecimento da proteção proporcionada pelo coberto vegetal, tornando o solo mais vulnerável a processos de erosão e a uma alteração considerável do regime hidrológico (Shakesby et al., 2006).

Algumas mudanças induzidas pelo fogo podem até ser permanentes, dependendo do clima, vegetação e topografia da área ardida, fatores que controlam a resiliência do sistema solo. Incêndios de baixa a moderada severidade, como a maioria dos controlados, promovem a renovação da vegetação dominante através da eliminação de espécies indesejadas e aumento transitório do pH e nutrientes disponíveis. Não ocorre mudança irreversível do ecossistema, mas ocorre o aumento da hidrofobicidade tornando o solo mais propenso à erosão. Por outro lado, os incêndios de elevada severidade, de uma forma geral, podem causar: remoção significativa de matéria orgânica; deterioração tanto da estrutura como da porosidade; perda considerável de nutrientes por volatilização; retenção de cinzas em colunas de fumo; lixiviação; erosão;

e uma grande alteração da quantidade e composição de comunidades de micróbios e de invertebrados do solo (Certini, 2005).

Os incêndios florestais podem ter um efeito significativo sobre as taxas de respiração do solo. A magnitude dos impactos dependerá de fatores ambientais como o clima e a vegetação, a severidade do fogo e as condições meteorológicas pós-fogo, reduzindo a cobertura vegetal e diminuindo o efeito do albedo na superfície do solo, o que aumenta as temperaturas do solo e as taxas de decomposição (Irvine et al., 2007; Muñoz-Rojas et al., 2015). As reservas de carbono podem ser severamente perturbadas pelo fogo, o que pode levar a uma libertação abrupta de carbono para a atmosfera pela combustão da vegetação e da matéria orgânica em decomposição no solo (Bento-Gonçalves et al., 2012; González-Pérez et al., 2004; Santín et al., 2012; J. Veja et al., 2011).

As emissões de CO₂ durante e imediatamente após o incêndio podem ser razoavelmente estimadas, já os efeitos a longo prazo sobre o balanço de carbono durante a regeneração do ecossistema são menos seguros e influenciados por vários fatores (Serrano-Ortiz et al., 2011). Alguns estudos (Amiro et al., 2003; Bond-Lamberty et al., 2007; Litvak et al., 2003; Marañón-Jiménez et al., 2011; Mkhabela et al., 2009; Serrano-Ortiz et al., 2011) revelam que os ecossistemas sofrem uma conversão de sumidouros a fontes de carbono por um período que pode durar meses a anos após um incêndio, uma vez que a respiração do solo excede a fotossíntese, com magnitudes que diferem ao longo dos anos após o incêndio.

A recuperação da vegetação após o incêndio pode ajudar a compensar o carbono libertado durante o processo de decomposição. Contudo, a recuperação a longo prazo depende da capacidade de resiliência das florestas em função da taxa, severidade e extensão da perturbação. Estas mudanças na composição da vegetação e na qualidade da manta morta podem afetar a decomposição e a produção de raízes, levando a um ecossistema alterado que atua como fonte de carbono por longos períodos de tempo (Bond-Lamberty et al., 2004; Frohking et al., 2009; Marañón-Jiménez et al., 2011; Restaino et al., 2013).

A magnitude desses processos dependerá de fatores ambientais como o clima e a vegetação e, em geral, a respiração do solo pós-incêndio tenderá a aumentar com temperaturas quentes, humidade do solo suficiente e adição de carbono no solo. Outros fatores, como a severidade do incêndio e as condições meteorológicas pós-incêndio, também podem ter influência sobre a respiração do solo (Irvine et al., 2007; Knapp et al., 1998; Pereira et al., 2012; Restaino et al., 2013).

1.6 OBJETIVOS

Os principais objetivos deste trabalho consistem no estudo do impacto dos fogos florestais no solo e na avaliação da sua recuperação após incêndio, dando especial ênfase ao parâmetro da respiração basal. Existe uma lacuna relativamente a estudos de medição de fluxos de respiração do solo, sendo urgente um aumento da informação atualmente existente na literatura.

Tendo por base o projeto FIRE – C – BUDs, as principais questões abordadas neste trabalho foram as seguintes:

1. Quantificação dos efeitos indiretos do fogo nas taxas de respiração do solo;
2. Análise da variabilidade espacial nas taxas de respiração do solo;
3. Análise dos padrões temporais nas taxas de respiração do solo;
4. Influência da variabilidade espacial e temporal comparando os valores obtidos para a área ardida e a área de controlo, junto às árvores e entre as árvores, em relação a fatores chave como: conteúdo da matéria orgânica e da humidade no solo; capacidade máxima de retenção de água; densidade aparente; pH; carbono orgânico total; e atividade de nitrificação potencial.

1.7 ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

A dissertação encontra-se dividida em 5 capítulos, nomeadamente:

- **Capítulo 1:** Enquadramento e introdução teórica ao tema, objetivos e organização da dissertação;
- **Capítulo 2:** Princípio das medições, metodologia e materiais utilizados na determinação dos parâmetros em análise;
- **Capítulo 3:** Apresentação dos resultados;
- **Capítulo 4:** Discussão dos resultados, em comparação com a literatura;
- **Capítulo 5:** Conclusão e sugestões para a realização de trabalhos futuros.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 PRINCÍPIO DAS MEDIÇÕES

Uma forma de simplificar e padronizar o trabalho é amostrar uma determinada quantidade de solo e transportá-la para o laboratório onde se procede à sua incubação sob temperatura e/ou teor de humidade constantes. Para obtenção de resultados precisos, é essencial que as amostras sejam devidamente tratadas e armazenadas, devendo ser transportadas do campo para o laboratório, o mais rapidamente possível ou armazenadas em recipientes refrigerados (Pell et al., 2006).

É também necessário ter cuidado com o procedimento de amostragem. Para se obterem resultados mais reprodutíveis deve-se ter em atenção a escolha dos locais. Se a intenção for comparar dois pontos de amostragem é importante eliminar fatores externos como a inclinação e a exposição ao sol ou à sombra.

2.2 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido na localidade de Pousadas, município de Águeda, distrito de Aveiro, centro de Portugal. Foi estudada uma área ardida ($40^{\circ}36'50.20''\text{N}$ $8^{\circ}18'54.39''\text{W}$) e uma área adjacente não ardida ($40^{\circ}36'54.79''\text{N}$ $8^{\circ}18'55.39''\text{W}$), para efeito de controlo, as quais distam entre si aproximadamente 140 metros (Figura 6).



Figura 6. Localização da área e dos locais de estudo (Google maps, 2017).

O incêndio da área ardida teve início a 8 de agosto de 2016 e queimou uma área total de 7342 ha de povoamentos (ICNF, 2016). Com vista ao objetivo do estudo, os locais foram monitorizados durante os primeiros meses após o incêndio, tendo sido realizadas amostragens nos meses de outubro de 2016, e janeiro, fevereiro, março e abril de 2017.

2.2.1 METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM E ESQUEMATIZAÇÃO

As áreas selecionadas (Figura 7) apresentam aproximadamente 600 m² cada uma, registando as duas a mesma inclinação (<11%). A litologia encontrada nos dois locais era semelhante, maioritariamente xisto com presença parcial de quartzo. O solo do local era do tipo Leptosolo, apresentando uma reduzida profundidade e um elevado teor de matéria orgânica.

Ambos os locais são povoados por pinheiro bravo, com idades compreendidas entre os 12 e 20 anos na área ardida e os 25 e 30 anos na área de controlo. As árvores analisadas na área ardida apresentavam um diâmetro médio, medido à altura do peito, de 30,88 cm e na área de controlo de 29,48 cm.

Um aspeto importante inerente à amostragem refere-se à variabilidade espacial dos parâmetros em análise, que tanto pode ocorrer na horizontal (em superfície) como na vertical (em profundidade). Inicialmente, as amostragens foram feitas com a mesma orientação, por forma a eliminar fatores externos, como a escorrência de água e erosão, entre outros. No entanto, devido a um descuido, em alguns locais da terceira campanha de amostragem (fevereiro) esse procedimento não foi respeitado, influenciando não só a terceira, mas também a quarta amostragem (março). Na quinta amostragem (abril) o procedimento voltou a ser o mesmo.

Esta diferença na localização da amostragem pode eventualmente interferir com os resultados, uma vez que existe um conjunto de variáveis que têm influência sobre os parâmetros em análise, tal como já referido anteriormente, como a inclinação do terreno e o tempo de exposição ao sol e à sombra.

Foram escolhidas 5 árvores em cada local e foram realizadas amostragens junto às árvores e entre as árvores, procedendo-se à recolha de um total de 20 amostras de solo por cada campanha. No total foram analisadas 100 amostras.

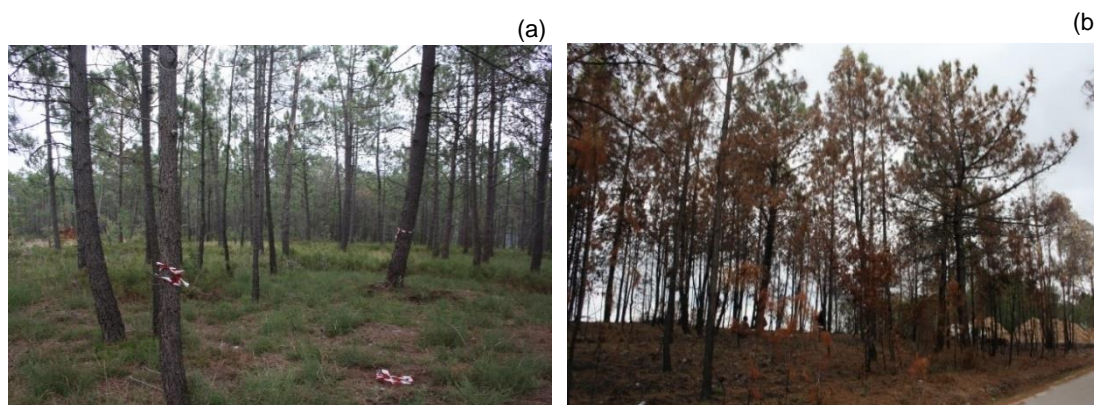


Figura 7. Locais de estudo. (a) área de controlo e (b) área ardida.

2.2.2 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS

Neste estudo foram monitorizadas diversas variáveis meteorológicas, nomeadamente a precipitação, a temperatura e a humidade relativa. Os dados recolhidos são provenientes da estação meteorológica de Pousadas, instalada a aproximadamente 80 metros da área não ardida. Os dados referem-se ao período em estudo, de outubro de 2016 a abril de 2017, permitindo avaliar a influência destas variáveis sobre os parâmetros em análise. A estação meteorológica fornece outros dados, dos quais também foram considerados relevantes para o estudo a temperatura e humidade do solo.

Os dados fornecidos pela estação meteorológica têm uma resolução temporal de 15 minutos. Com esta informação foram elaborados gráficos mensais, os quais fornecem uma visão global do comportamento destas variáveis ao longo do tempo de amostragem.

2.2.3 COBERTURA DO SOLO

A cobertura do solo foi analisada a olho nu, com base em conhecimentos prévios acerca de locais da mesma tipologia. Foi realizada a descrição da vegetação predominante na área de controlo, bem como das alturas dos diferentes horizontes visíveis no solo, até uma profundidade de aproximadamente 10 cm (Figura 8).

Neste sentido, foram verificadas quais as diferenças obtidas na área ardida, comparativamente à área de controlo. Já em laboratório, foi possível determinar as frações de elementos superiores e inferiores a 2 mm em ambos os locais.



Figura 8. Camada superficial do solo, (a) horizonte L e (b) horizonte F.

2.2.4 SEVERIDADE DO FOGO

Incêndios de florestas de pinheiros bravos estão associados a grandes consumos de matéria orgânica, devido à sua grande abundância neste tipo de florestas. Os incêndios florestais que atingem as copas, geralmente estão associados a temperaturas mais altas e a uma maior duração da combustão nos solos devido à presença de maior quantidade de combustível lenhoso (Merino et al., 2015). A quantidade de cinzas depositadas sobre o solo depois de um incêndio depende da distribuição espacial da vegetação, do grau de combustão e do transporte das cinzas. Relativamente à cor das cinzas, no caso de a combustão não ter sido completa, estas apresentam uma cor escura (pretas), indicando a presença de resíduos de matéria orgânica e carvão vegetal. No caso de ter ocorrido combustão completa, as cinzas apresentam uma cor mais clara (varia de cinzento a branco) (Ferreira et al., 2007).

Este parâmetro foi avaliado a olho nu, de acordo com o procedimento descrito em Merino et al. (2015) e em Ferreira et al. (2007), tendo sido consideradas a extensão vertical do fogo, ou seja, a altura atingida pelo fogo nas árvores, o grau de dano das copas e a altura e cor das cinzas depositadas no solo.

Foram determinadas as percentagens aproximadas de ocupação por vegetação e por solo nu. Foram procurados sinais de erosão no solo, e foi registada a evolução da regeneração da vegetação na área ardida. Para definir qual o grau de severidade do incêndio em causa, recorreu-se ao índice de severidade do incêndio de Vega et al. (2013).

2.2.5 RESISTÊNCIA DO SOLO

A resistência da superfície do solo à penetração e ao esforço de cisalhamento foram medidas três vezes em cada ponto de amostragem, utilizando um *Torvane*TM e um penetrómetro, respetivamente (medidores de bolso, Eijkelkamp, Giesbeek, Holanda) (Figura 9).

Ambas as medições foram efetuadas sempre pela mesma pessoa para garantir que a força aplicada era idêntica, evitando-se assim, eventuais erros associados à mudança de operador.

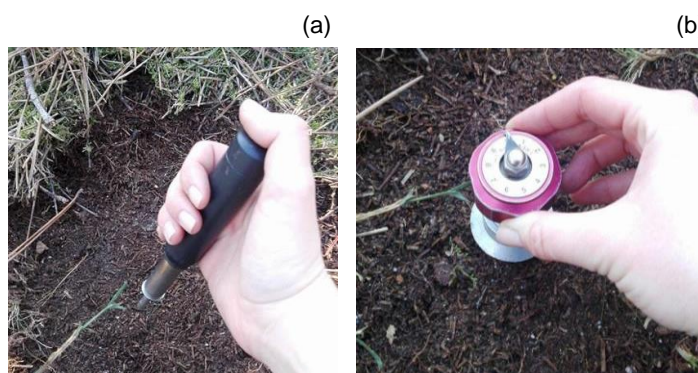


Figura 9. Ferramentas de medição da resistência do solo. (a) Penetrómetro. (b) *Torvane*.

2.2.6 RECOLHA E ARMAZENAMENTO DAS AMOSTRAS

A recolha das amostras foi realizada manualmente pelo processo de escavação, com recurso a uma enxada e a pás. As amostras, com massas que variavam maioritariamente entre 1,5 e 2 kg, foram recolhidas a uma profundidade de 5 cm de solo mineral, armazenadas temporariamente em sacos de plástico devidamente etiquetados e transportadas até ao local de tratamento e análise.

Uma vez chegadas ao laboratório, as amostras foram peneiradas num crivo com largura de malha de 2 mm (Figura 10) para remover pequenas pedras e raízes, e obter-se assim a fração de solo (<2mm). O processo de peneirar é essencial para a homogeneização da amostra (Tan, 1996).

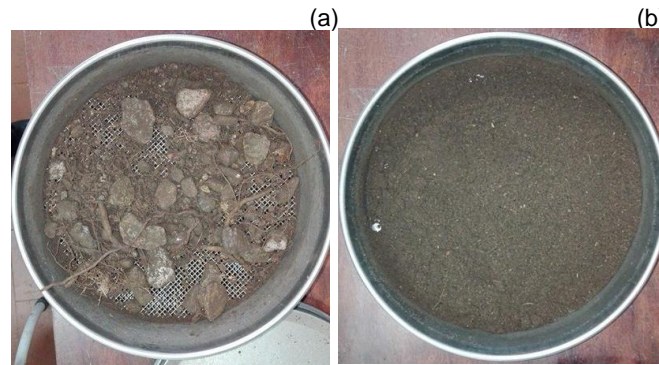


Figura 10. Exemplificação do processo de crivagem. (a) Partículas de diâmetro > 2mm. (b) Partículas de diâmetro <2mm.

Posteriormente, o material com diâmetro inferior a 2 mm foi devidamente etiquetado e armazenado, a uma temperatura de 4°C, em sacos individuais devidamente fechados para minimizar trocas gasosas, tendo sempre presente que qualquer tipo de perturbação das amostras de solo pode influenciar a qualidade dos resultados.

A percentagem das duas classes de partículas na amostra de solo é determinada pela equação 1:

$$\% = \frac{\text{massa da fração considerada}}{\text{massa total da amostra}} \times 100 \quad \text{Eq. (1)}$$

2.3 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO

A metodologia utilizada para a determinação deste parâmetro foi adaptada da ISO 16072:2002 de outubro de 2016.

2.3.1 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE HUMIDADE

Para a realização deste teste foi feita a determinação do teor de humidade das amostras para garantir que o procedimento era realizado com 50% da capacidade máxima de retenção de água. Para este efeito, as amostras foram conduzidas para o laboratório onde se determinou a sua massa fresca e seca. Para tal foram pesados aproximadamente 5 g de cada amostra e colocados na estufa a 105°C, durante 24h, obtendo-se assim uma massa que possibilitou a determinação do teor de humidade.

A percentagem de humidade relativa [%] representa a humidade do solo relativamente ao seu peso seco e é dada pela equação (2).

$$HR = \frac{m_{amostra\ fresca} - m_{amostra\ seca\ 105^{\circ}C}}{m_{amostra\ seca\ 105^{\circ}C}} \times 100 \quad Eq. (2)$$

2.3.2 DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE MÁXIMA DE RETENÇÃO DE ÁGUA (CMRA)

Para a determinação da capacidade máxima de retenção de água foi utilizado um método gravimétrico, adaptado de Tan (1996), onde apenas foi pesado um cilindro vazio e ao qual se adicionou aproximadamente 70 g de solo. Os cilindros foram adaptados com uma rede para criar um fundo, onde foram adicionados filtros de papel VWR 415 de 12-15 µm com o diâmetro exato do cilindro, que tiveram como objetivo eliminar as perdas de solo do cilindro.

Após a pesagem, os cilindros foram mergulhados em água destilada durante 24h, certificando-se que toda a amostra de solo se encontrava submersa e que os cilindros estavam devidamente tapados para evitar evaporação da água.

Ao fim de 24h, os cilindros foram retirados da água destilada e deixados a escorrer mais 24h para possibilitar a queda da água gravitacional, permitindo apenas a permanência da água correspondente à capacidade de campo da amostra. Os cilindros foram pesados ao fim das 24h de escorrência e, posteriormente, as amostras foram transpostas para cadinhos e postas a secar na estufa, a 105°C durante 48 horas. Assim, através do seu peso final, foi possível determinar a quantidade de água que as amostras conseguem reter [%], após encharcamento e escorrência gravitacional, como indica a equação (3).

$$CMRA = \frac{m_{amostra\ após\ escorrência\ gravitacional} - m_{amostra\ seca\ 105^{\circ}C}}{m_{amostra\ após\ escorrência\ gravitacional}} \times 100 \quad Eq. (3)$$

Após a determinação da CMRA foi possível calcular qual a quantidade correspondente a 50 %, e tendo em consideração o teor de humidade previamente determinado é possível saber qual a quantidade de água a retirar ou a adicionar a cada amostra. As amostras que apresentaram valores de teor de humidade superiores a 50% da CMRA tiveram de passar por um processo de secagem. Para tal foram pesados 100 g de amostras que foram postos a secar ao ar ambiente em cuvetes de alumínio por um período de 2h. No fim desse período de secagem, os teores de humidade eram novamente determinados e, caso apresentassem valores superiores a 50% da CMRA, as amostras eram novamente expostas ao ar pelo período de tempo necessário. No

caso das amostras conterem valores de humidade inferiores a 50% da CMRA, eram-lhes adicionados os volumes de água necessários, obtendo-se assim a correção desejada.

A determinação do teor de humidade é feita apenas para a realização da correção deste parâmetro nos cálculos da respiração basal, após a sua recolha no campo e o manuseamento das amostras durante um período de tempo. Para a verificação da influência deste parâmetro, são utilizados os dados provenientes da estação meteorológica de Pousadas.

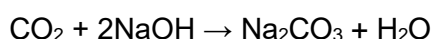
2.3.3 INCUBAÇÃO

Foram introduzidas aproximadamente 50 g de amostras em frascos (Figura 11), durante um período de incubação de 5 dias, a uma temperatura de 20°C. Os frascos restringem os microrganismos presentes na amostra a um sistema fechado, onde vão consumindo O₂ e produzindo CO₂. O CO₂ produzido é absorvido por *pellets* de hidróxido de sódio (NaOH) que são introduzidas nas cabeças dos frascos.



Figura 11. Frascos usados na medição da respiração basal das amostras.

O CO₂ produzido a partir do solo é capturado numa solução de NaOH de acordo com a seguinte reação:



A solução alcalina contém um grande excesso de OH⁻, forçando a reação química no sentido da esquerda para a direita à medida que o CO₂ é dissolvido. No final da incubação, o ião hidróxido (OH⁻) não consumido é titulado com ácido clorídrico (HCl) (Pell et al., 2006).

2.3.4 TITULAÇÃO

No fim do tempo de incubação, o OH⁻ não consumido é titulado com HCl concentrado (37%), obtendo-se assim o valor total de respiração ao 5º dia.

A taxa de respiração basal do solo pode ser calculada a partir da equação (4):

$$RBS = \frac{M_C \times (V_b - V_a) \times 1}{m_{ss} \times t \times 2} \times 10^3 \quad Eq. (4)$$

- RBS – Respiração basal do solo [mg CO₂-C . g⁻¹ massa seca . h⁻¹];
- M_C – Peso molar do Carbono [12,01 g . mol⁻¹];
- V_b e V_a – Volumes de HCl (1 M¹) consumidos na titulação dos brancos (média de três repetições) e da amostra, respetivamente [mL];
- m_{ss} – Massa de solo seco [g];
- t – Tempo de incubação [h];
- 2 – Fator unitário².

2.4 CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT)

A matéria orgânica está localizada em diferentes compartimentos com tempos de reciclagem e formas de proteção diferentes que variam na sua taxa de decomposição (Duxbury et al., 1989). Estes conjuntos ou frações podem ser estabelecidos com base na localização, composição ou grau de estabilidade do material orgânico (Baldock et al., 2000).

As frações da MOS variam de instável (muito ativo) a estável. Os resíduos resistentes que são fisicamente ou quimicamente protegidos são mais lentos e constituem a fração estável de MOS. O C estável quase não se encontra disponível para os microrganismos e está associado a solos altamente degradados desempenhando um papel importante na troca de catiões e na capacidade de retenção de água. O C mais estável está associado à dinâmica dos nutrientes do solo, além de ter um papel na estabilização da estrutura do solo (Whitbread, 1995). O carbono ligado ao hidrogénio é considerado estável e não permutável devido às fortes ligações covalentes (Paul A., et al, 2016).

¹ No caso de serem utilizadas outras concentrações de HCl, a fórmula deve ser ajustada.

² 2 moles de iões OH⁻ são consumidas por cada mole de CO₂ precipitado.

A reserva de C instável decompõe-se mais facilmente, resulta da adição de resíduos frescos, tais como raízes de plantas e organismos vivos (Whitbread, 1995). Esta fração de C é a mais importante, apresenta menos estabilidade, sendo mais facilmente degradada e é atualmente considerada como um indicador importante da qualidade do solo (Haynes 2005, Maia et al., 2007). A fração de C instável é biodisponível e tem um papel significativo na renovação e fornecimento de azoto. A fração de C extraível com água quente (HWC) é rica em polissacarídeos amorfos que se originam principalmente de exsudados microbianos e, em menores quantidades, de exsudatos vegetais. Esta fração encontra-se disponível para os microrganismos e também é considerada como um dos principais componentes instáveis da matéria orgânica responsáveis pela microagregação do solo (Ghani et al., 2003; Haynes, 2005).

2.4.1 CARBONO SOLÚVEL EM ÁGUA (WCS)

Para a medição do WCS foram pesados aproximadamente 3 g de amostra, aos quais foram adicionados 30 mL de água destilada. Posteriormente, os tubos foram colocados a agitar durante 30 minutos, a 30 rpm (Figura 12.a), para garantir que ocorria extração do carbono, e em seguida centrifugaram durante 20 minutos a 3500 rpm (Figura 12.b), para que ocorresse a separação total líquido-sólido.

Por último, as amostras foram filtradas através de um filtro de membrana de nitrato de celulose com uma porosidade de 0,45 µm e o sobrenadante foi conservado para posterior análise num analisador de carbono total (*Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer*) (Figura 13).

Este é um método de oxidação catalítica de combustão a 680°C que pode analisar eficientemente todos os compostos orgânicos de uma amostra. O carbono total (CT) compreende o COT e o carbono inorgânico (CI). Este aparelho mede apenas o CT e o CI. Subtraindo a concentração de CI à concentração de CT é possível obter-se a concentração de COT, que é o parâmetro desejado (Shimadzu, 2008).

2.4.2 CARBONO EXTRAÍVEL COM ÁGUA QUENTE (HWC)

Após a filtração das amostras no procedimento do WCS, o solo que ficou no fundo dos tubos é utilizado no procedimento de leitura do HWC. Para tal, foram novamente adicionados 30 mL de água destilada aos sedimentos que ficaram no tubo e foram agitados durante 10 segundos a 500 rpm, por forma a colocar o solo em suspensão na água.

Posteriormente, as amostras foram colocadas num banho termostatzado a 80°C durante 16 horas (Figura 12.c). Após esse tempo, os tubos foram novamente agitados durante 10 segundos, para assegurar que o HWC libertado da matéria orgânica do solo se encontra todo em suspensão, e foram em seguida sujeitos a centrifugação, durante 20 minutos a 3500 rpm.

O sobrenadante foi novamente filtrado com um filtro de membrana de nitrato de celulose com uma porosidade de 0,45 µm e foi conservado para analisar no mesmo analisador de COT (Figura 13).



Figura 12. Equipamentos utilizados na preparação das amostras para a análise do carbono orgânico total. (a) Agitador mecânico *scansci*. (b) Centrifuga *eppendorf* 5810 R. (c) Banho maria *precistcam*.

2.4.3 ANÁLISES NO SHIMADZU TOTAL ORGANIC CARBON ANALYZER

Uma vez finalizada toda a preparação das amostras, estas tiveram de sofrer diluições (WCS – 1:2; HWC – 1:25). Posteriormente, as amostras foram acidificadas (HCl 2%) e borbulhadas com azoto para converter o CI em CO, uma vez que este instrumento de análise apenas efetua medições de CT e CI, e o teor de CT é igual à soma de CO e CI. Assim, a concentração de CO passou a ser medida sob a forma de CT. A quantificação de carbono é determinada por um detetor de infravermelho não dispersivo (NDIR, *Non Dispersive Infrared Sensor*) através da deteção de CO₂ formado.

Devido à limitação de tempo, não foi possível determinar a quantidade de COT nos sólidos. No entanto, recorreu-se ao fator de conversão de Van Bemmelen, que tem sido comumente utilizado para converter medidas de COS em estimativas de matéria orgânica do solo MOS. O fator tem um valor de 1,724, com base no pressuposto de que a matéria orgânica tem na sua composição 58% de carbono (Pribyl, 2010). Assim, o COT nos sólidos é calculado pela equação (5).

$$COT (\%) = \frac{MOS (\%)}{1,724} \quad Eq. (5)$$

Para o cálculo do *stock* de CO em kg C/m² solo foi utilizada uma equação com base na densidade aparente do solo calculada em base de solo seco (equação 6).

$$stock\ CO = Concentração\ CO \times Densidade\ Aparente \times Profundidade \quad Eq. (6)$$



Figura 13. Análises no Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer, TOC-V CPH de combustão húmida.

2.5 TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA (MO)

Pode obter-se uma aproximação bastante correta do conteúdo de matéria orgânica, determinando-se a perda de peso de uma amostra de solo após ignição. Assim, após a determinação do teor de humidade, as amostras são colocadas na mufla a 550°C durante 4h, obtendo-se o teor de matéria orgânica [%] conforme a equação (7).

$$MO = \frac{m_{amostra\ fresca} - m_{amostra\ carbonizada\ 550^{\circ}C}}{m_{amostra\ carbonizada\ 550^{\circ}C}} \times 100 \quad Eq. (7)$$

2.6 DENSIDADE APARENTE (DA)

Para a determinação da densidade aparente, a metodologia adotada foi adaptada de Tan (1996). Foram pesadas provetas vazias, às quais se adicionaram 50 mL de água destilada e aproximadamente 20 g de solo, garantindo que este ficava completamente misturado com a água e sem a presença de bolhas de ar, possibilitando a medição do

volume ocupado pelo solo sem interferências, e registrando a massa final. O cálculo deste parâmetro [em g.cm⁻³] é efetuado pela equação (8).

$$\rho = \frac{m_{\text{proveta}+H_2O+\text{solo}} - m_{\text{proveta}+H_2O}}{V_{H_2O+\text{solo}}} \times 100 \quad \text{Eq. (8)}$$

2.7 pH

Este parâmetro foi medido com um medidor multi-parâmetros portátil HI 991300 para pH/EC/TDS/temperatura, com um eléctrodo protegido. Para tal, foram previamente pesados 20 g de amostra e diluídos em 50 mL de água destilada.

2.8 POTENCIAL DE NITRIFICAÇÃO (PN)

Para o cálculo do PN, foram pesados aproximadamente 5 g de solo aos quais foram adicionados 10 mL de água destilada e, posteriormente, sujeitos a um processo de agitação, por forma a garantir que o solo ficasse completamente em suspensão. Este método foi baseado na incubação de amostras de solo encharcado durante 7 dias a 40 °C. Durante esse período, as amostras sofreram agitação manual diária para garantir a re-suspensão dos sedimentos.

Uma vez terminado o período de incubação, foram adicionados 40 mL de uma solução de cloreto de potássio (KCl) (2,5M) e, posteriormente, as amostras sofreram agitação automática, durante 1 hora, a 250 rpm para garantir a extração do azoto. De seguida, o sobrenadante foi filtrado com papel de filtro Whatman 45 mm e conservado para a determinação do amónio, de acordo com o método do salicilato – nitroprussiato, baseado em Canali et al. (2006) e Keeney et al. (1982).

O azoto mineralizado durante os 7 dias de incubação é calculado através da subtração do amónio (µg NH₄⁺-N/g solo) presente em amostras no dia zero, que não foram incubadas, sendo determinado por uma modificação da reação de Berthelot, após a extração com cloreto de potássio. Esta reação baseia-se na combinação do salicilato de sódio com amoníaco (NH₃), formando um complexo de coloração verde em condições de pH alcalino. O nitroprussiato de sódio é utilizado como catalisador, incrementando a sensibilidade do método. Por fim, as amostras foram lidas num espectrofotómetro UV-Visível T80 a um comprimento de onda de 650 nm.

2.8.1 EXTRAÇÃO DE NITRATOS

Para verificar se o período de incubação decorreu sob condições anaeróbicas, foi avaliada a presença de nitratos e nitritos nas amostras de janeiro e fevereiro. Para tal, foram pesados 5 g de solo, aos quais foram adicionados 30 mL de uma solução de sulfato de potássio (K_2SO_4) (0,5M), sendo posteriormente submetidos a agitação durante 1 hora e 30 minutos a 250 rpm, para garantir a devida extração dos nitratos.

Em seguida, as amostras foram centrifugadas durante 30 minutos a 2500 rpm e o sobrenadante obtido foi filtrado com papel de filtro Whatman 45 mm, sendo posteriormente utilizado na determinação de nitratos de acordo com o método do ácido salicílico, baseado em Canali et al. (2006) e Keeney et al. (1982). Uma vez finalizado o procedimento de preparação das amostras, estas foram lidas num espectrofotómetro UV-Visível T80 a 410 nm (Figura 14).



Figura 14. Espectrofotómetro UV-Visível T80.

2.9 ANÁLISE DOS DADOS

A análise estatística foi realizada com o *Sigmaplot* 13.0. Foram realizados testes de análise de variância *three-way ANOVA* para testar a significância estatística da influência dos períodos de amostragem (variação temporal), área de amostragem (controlo vs. ardida) e o tipo de vegetação (junto às árvores e entre as árvores) nos níveis de: MO; CMRA; DA; pH; RBS; COT; e PN. A normalidade dos dados foi verificada usando o teste Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias dos dados foi verificada usando o teste de Brown-Forsythe. Quando não se verificou a normalidade dos dados e/ou a homogeneidade das variâncias, foram aplicadas transformações simples como

logaritmo neperiano (Ln), contudo, este tipo de transformações não foram uma solução para todos os dados, tendo sido necessário utilizar testes não paramétricos.

As diferenças específicas entre os fatores foram detetadas posteriormente recorrendo a um teste de comparação múltipla de Holm-Sidak. Existe uma diferença estatisticamente significativa quando $P < 0,050$, e os valores são estatisticamente próximos quando $P \geq 0,050$.

Para verificar as correlações existentes entre os diferentes parâmetros em análise foram utilizados coeficientes de correlação de Pearson ou Spearman (caso os dados passassem no teste da normalidade ou não, respetivamente). Possibilitando assim, verificar a força da correlação usando o guia para o valor absoluto do fator de correlação como descrito na Tabela 1.

Tabela 1. Leitura do grau de correlação entre os diferentes parâmetros em análise (Weir, 2011).

Fator de correlação	Tipo de correlação
0,00 – 0,19	Muito fraca
0,20 – 0,39	Fraca
0,40 – 0,59	Moderada
0,60 – 0,79	Forte
0,80 – 1,0	Muito forte

3 RESULTADOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

3.1.1 VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS

As Figuras 15, 16 e 17 ilustram a variação temporal das variáveis meteorológicas consideradas relevantes para o estudo, mostrando valores referentes ao período de amostragem entre outubro de 2016 e abril de 2017. Em janeiro, do dia 19 ao dia 31 verificou-se que ocorreu uma falha no equipamento de registo, não se tendo obtido dados para esse período.

Pela Figura 15 pode observar-se que a temperatura média teve um declínio constante desde o início de setembro até meados de fevereiro. Depois, subiu gradualmente, atingindo um pico de 27,78 °C em março. No mesmo período em que a temperatura atingiu o seu mínimo, a precipitação também era muito escassa.

A temperatura e a humidade relativa do ar apresentam uma relação negativa, ou seja, quando a temperatura atinge valores elevados, a humidade relativa do ar desce substancialmente. Esta relação não se torna tão evidente quando se fala na temperatura e na humidade do solo (Figura 16). A temperatura do solo segue o mesmo padrão da temperatura do ar, contudo atinge o seu pico máximo em abril, com uma temperatura de 26,21°C, provavelmente associado ao corte das árvores, uma vez que o solo ficou mais exposto à radiação solar.

Os maiores eventos de precipitação ocorreram em outubro (Figura 17), quando se registou um máximo de 14,4 mm. Após esse período registaram-se pequenos eventos de precipitação, com valores sempre inferiores a 10 mm e maioritariamente na gama dos [0 – 2] mm. A precipitação total durante o período de 7 meses foi de 681,6 mm, evidenciando um inverno pouco chuvoso.

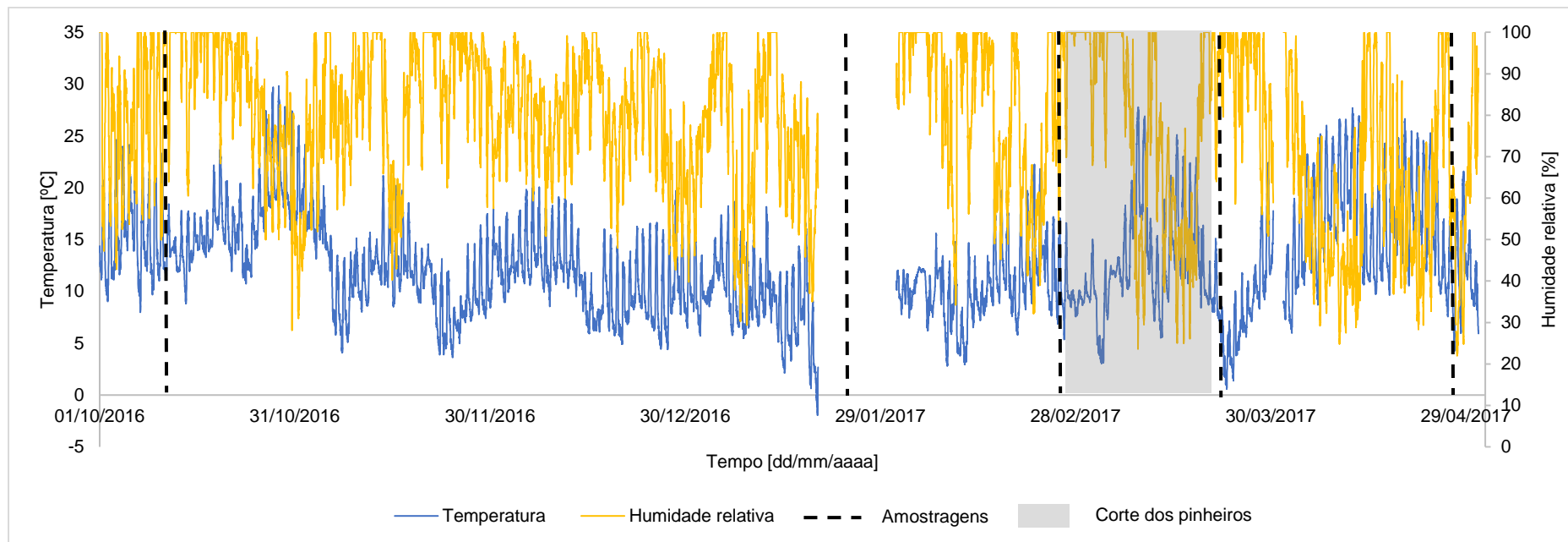


Figura 15. Variação da temperatura e da humidade relativa durante o período de amostragem.

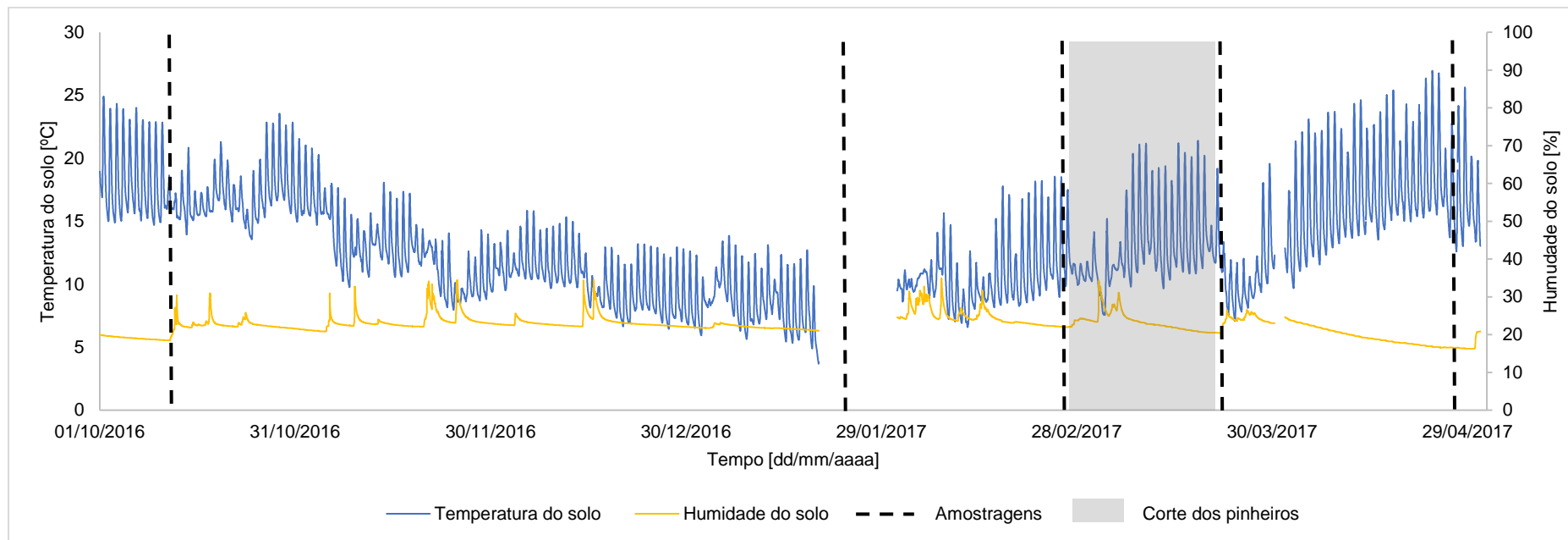


Figura 16. Variação da temperatura do solo e da humidade do solo durante o período de amostragem.

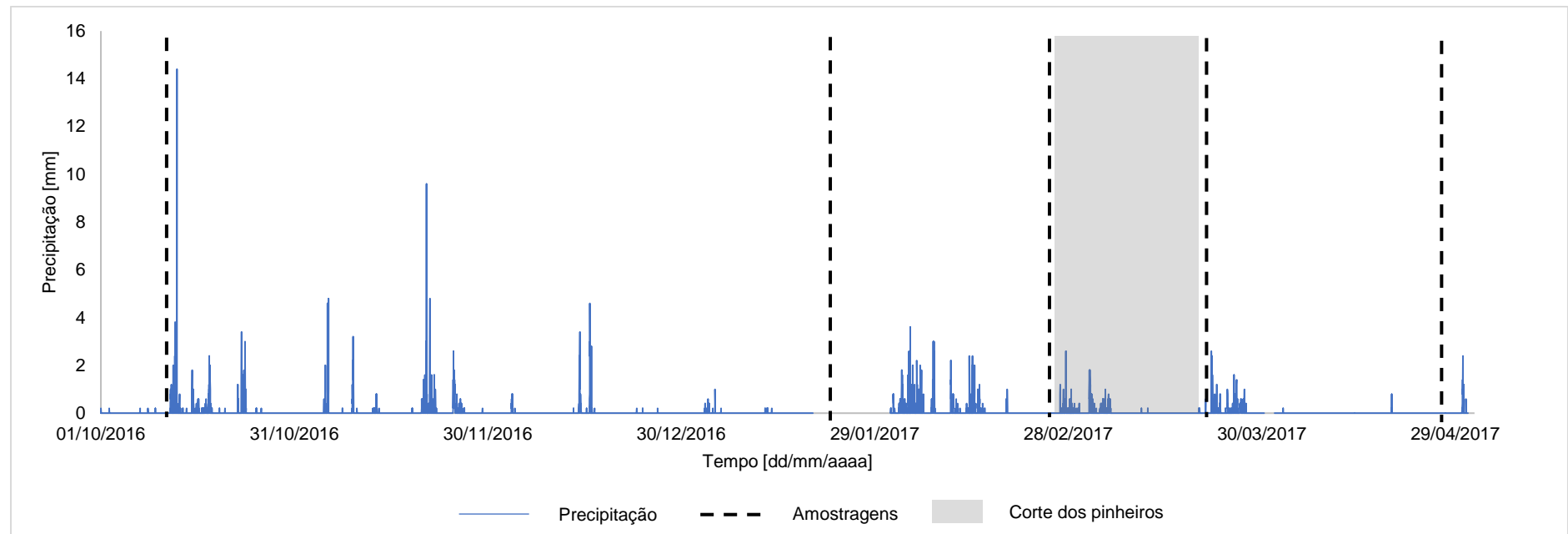


Figura 17. Variação da precipitação durante o período de amostragem.

3.1.2 COBERTURA DO SOLO

A cobertura do solo predominante da área de controlo engloba a Carqueja (*Baccharis trimera*), *Calluna* (*Calluna vulgaris*) e musgo (*Bryophyta*) (Figura 18). Verifica-se a presença de agulhas de pinheiro ($\approx 10\%$ na área de controlo e $>10\%$ na área ardida).



Figura 18. Principais constituintes da cobertura do solo nos locais de estudo. (a) Carqueja. (b) *Calluna*. (c) Musgo. (d) Agulhas de pinheiro.

Na área de controlo a quantidade de vegetação varia de 60 a 90%, dos quais fazem parte ervas e arbustos. Já a existência de pedras varia de 5 a 30%, exibem formato subangular, sendo que aproximadamente 20% apresentam 2 a 7 cm de diâmetro e 30% menos de 2 cm de diâmetro. Verificou-se também algum ataque fúngico, correspondente a menos de 5%.

Ainda na área de controlo, fez-se o registo das alturas dos vários horizontes do solo possíveis de visualizar nos primeiros 10 cm de profundidade, tendo-se registado o horizonte O. Neste foi possível verificar a existência de três camadas distintas, tendo sido feita a sua subdivisão em L (*leaves*), F (*fresh*) e H (*humic*). O horizonte H é constituído por uma camada mais compacta e escura, menos fibrosa e com a matéria orgânica já bem decomposta, situa-se abaixo dos dois primeiros horizontes e imediatamente antes do primeiro horizonte mineral (Figura 19). Não se verificaram grandes alterações nas alturas dos horizontes ao longo do tempo, como se pode evidenciar na Tabela 2, onde mostra a comparação dos valores entre o mês de outubro e o mês de fevereiro.

Segundo Tongway et al. (2004) a camada de manta morta pertence à classe 7LS-M (*local and slightly - moderate*). A escala 7 indica que o solo está 100% coberto de manta morta, com 21 a 70 mm de espessura. A classe L indica que tem origem local, devido a plantas que crescem na proximidade da área em estudo, e que não apresenta sinais de transporte/deposição por fluxos de vento ou água. E, por último, a classe S indica que o grau de decomposição é leve/reduzido, em que a manta morta é dividida em pequenos

fragmentos e bem envolvida com o solo, alguns fragmentos podem ser parcialmente enterrados. No entanto também foi visível em alguns locais que a matéria morta se encontrava em várias camadas distintas, era visível algum ataque fúngico, e o escurecimento do solo até uma profundidade inferior a 10 mm, indicando classe de decomposição moderada (M).



● Horizonte L ● Horizonte F ● Horizonte H

Figura 19. Divisão visível dos horizontes L, F e H na área de controlo.

Tabela 2. Médias das alturas dos horizontes do solo visíveis numa profundidade ≈ 10 cm na área de controlo.

		● Horizonte L	● Horizonte F	● Horizonte H
outubro	Média [cm]	3,0	3,0	1,8
	DP	$\pm 1,1$	$\pm 1,1$	$\pm 0,2$
fevereiro	Média [cm]	4,4	2,0	2,3
	DP	$\pm 1,6$	$\pm 0,0$	$\pm 0,6$

Das amostras recolhidas e peneiradas obteve-se que, em média, para a área não queimada, $46\% \pm 10\%$ correspondiam a uma fração superior a 2 mm, representando a fração de elementos grosseiros, e $54\% \pm 10\%$ correspondiam à fração inferior a 2 mm. Para a área queimada, obteve-se em média $55\% \pm 8\%$ de fração superior a 2 mm e $44\% \pm 8\%$ de fração inferior a 2 mm.

De outubro a janeiro não se registaram alterações significativas nos parâmetros avaliados na área ardida. Em fevereiro registaram-se indícios de recuperação de vegetação, menos de 5% de proliferação de musgo, e começaram a nascer alguns pinheiros.

Entre a amostragem de fevereiro e março os pinheiros foram cortados, e devido à maquinaria de corte o solo foi remexido, podendo ter influenciado alguns parâmetros em análise (Figura 20). Para além disso, neste tipo de gestão de floresta foram deixadas as cascas de pinheiro sobre o solo, aumentando desta forma o efeito de *mulching* e a camada de matéria orgânica morta no solo. O desbaste da floresta pode ser concebido como uma estratégia de adaptação que reduz a vulnerabilidade dos ecossistemas florestais após incêndios.



Figura 20. Área ardida após abate dos pinheiros.

3.1.3 SEVERIDADE DO FOGO

De acordo com os registos efetuados no local, verificou-se que as árvores se encontravam parcialmente ardidas, ainda com algumas copas intactas, e que o fogo atingiu uma altura de 9 metros (Figura 21). Verificou-se também a presença de uma camada de cinzas com altura média de aproximadamente 1,46 cm, de cor mais escura ($\approx 85\%$ cinzas pretas e $\approx 15\%$ de cinzas cinzentas), e a presença de carvão vegetal, indicando que a combustão não foi completa (Figura 22).



Figura 21. Árvores da área ardida, com copas parcialmente ardidas.

Registou-se maioritariamente a queima parcial da camada superficial do solo (>80%). Em média 16% do solo era nu, sem crescimento de vegetação, e constituído por aproximadamente 55% de pedras (xisto e quartzo) e aproximadamente 10% de agulhas de pinheiro. Não se registou a presença de crosta superficial, fissuras, sulcos e macroporos.

De outubro a janeiro não se registaram alterações significativas nos parâmetros avaliados. A partir de janeiro, os parâmetros que se destacaram foram o desaparecimento gradual da camada de cinzas e o início visível da recuperação da vegetação entre a segunda e a terceira amostragem.



Figura 22. Evolução do solo da área ardida entre (a) outubro e (b) fevereiro.

3.1.4 RESISTÊNCIA DO SOLO

Os resultados ilustrados nas Figuras 23 e 24 representam médias de três medições por cada local analisado tanto para a resistência à penetração como para a resistência ao cisalhamento. Não foram recolhidos dados deste parâmetro na primeira amostragem.

As médias de resistência à penetração foram de [khf/cm²]: 2,02±0,42 para UNB T, 2,17±0,52 para UNB IP, 1,76±0,54 para BUR T e 2,01±0,57 para BUR IP. A resistência à penetração mostrou ser ligeiramente superior na área de controlo, contudo, estatisticamente, os resultados obtidos são muito semelhantes, não se verificando grandes alterações ao longo das amostragens mensais. Também não foram detetadas diferenças entre a área de controlo e a área ardida (P=0,050), nem entre o tipo de cobertura do solo (P=0,060).

Relativamente aos resultados obtidos na resistência ao cisalhamento, as médias obtidas foram de [khf/cm²]: 3,76±0,42 para UNB T, 3,70±0,45 para UNB IP, 3,33±0,45 para BUR T e 3,32±0,45 para BUR IP. A resistência ao cisalhamento também mostrou ser ligeiramente superior na área de controlo. Estatisticamente, apresentaram padrões semelhantes em janeiro e abril, e que se mostraram distintos dos meses de fevereiro e março. No que diz respeito ao tipo de cobertura do solo, não se registaram alterações (P=0,633), no entanto, foram registadas diferenças entre a área ardida e a área de controlo (P<0,001), sendo que o solo da área ardida apresenta menor resistência ao cisalhamento.

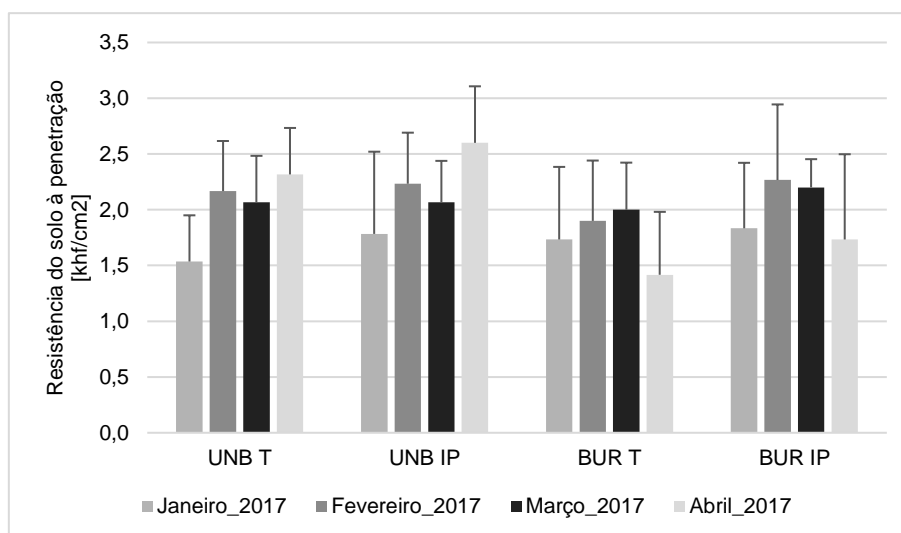


Figura 23. Resistência do solo à penetração medida com o penetrómetro [khf/cm²] nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

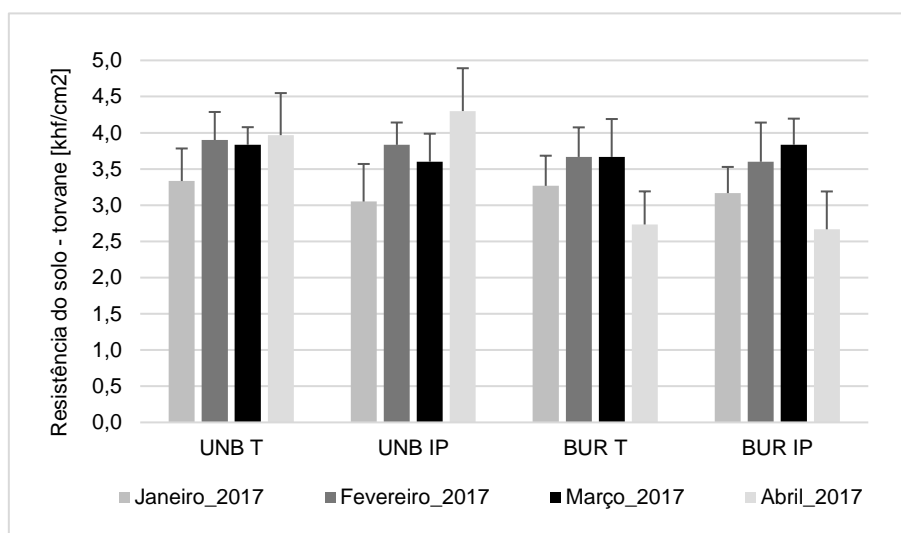


Figura 24. Resistência do solo ao cisalhamento medida com o *torvane* [khf/cm²] nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

3.2 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO

As taxas médias \pm desvio padrão de respiração obtidas pela titulação foram de [mg CO₂-C/g massa seca/h]: 0,54 \pm 0,35 para UNB T, 0,74 \pm 0,35 para UNB IP, 0,45 \pm 0,38 para BUR T e 0,86 \pm 0,53 para BUR IP. A Figura 25 ilustra a evolução da RBS ao longo do período da amostragem, obtida ao 5º dia de incubação pela titulação. O gráfico representa as médias dos resultados obtidos de cada ponto amostrado ao longo dos meses de amostragem.

Por forma a garantir que os valores de respiração basal atingiam o ponto de estabilização, tornando-se constantes e próximos de 0, estendeu-se o período de incubação de algumas das amostras de fevereiro por mais 5 dias, substituindo-se o NaOH ao quinto dia de incubação. Desta forma foi possível garantir que, de facto, a respiração estabiliza em valores próximos de 0 ao fim de 5 dias de incubação, e foi possível descartar duas potenciais limitações do método, a possibilidade da saturação total do NaOH e uma possível limitação de O₂ nas garrafas.

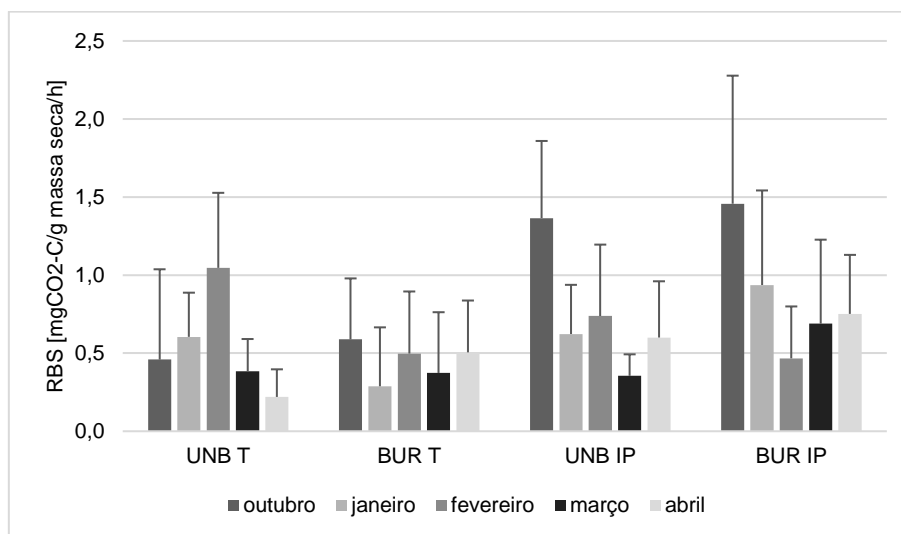


Figura 25. Medição da RBS [$\text{mgCO}_2\text{-C} \cdot \text{g}^{-1}\text{massa seca} \cdot \text{h}^{-1}$] ao 5º dia de incubação por via de uma titulação, dos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

Este estudo não pode avaliar o efeito do desbaste das árvores realizado entre a terceira e quarta amostragens, uma vez que não se realizaram campanhas de amostragem suficientes após o tratamento que permitam avaliar a sua influência nos diversos parâmetros em análise.

3.2.1 CAPACIDADE MÁXIMA DE RETENÇÃO DE ÁGUA (CMRA)

Os resultados médios obtidos para a CMRA foram de [%]: 53 ± 3 para UNB T, 51 ± 1 para UNB IP, 49 ± 3 para BUR T e 50 ± 1 para BUR IP, não andando muitos distantes dos 50% considerados ideais para o processo de respiração do solo (Figura 26).

Estatisticamente, apenas se notou uma diferença significativa no mês de outubro, apresentando no geral, valores mais baixos que os restantes meses, possivelmente por corresponder à amostragem realizada mais próximo da data do incêndio. Não se verificaram diferenças significativas entre as amostras recolhidas junto às árvores e entre as árvores ($P=0,298$), contudo, os resultados da análise estatística revelam uma diferença notável entre a área de controlo e a área ardida ($P<0,001$).

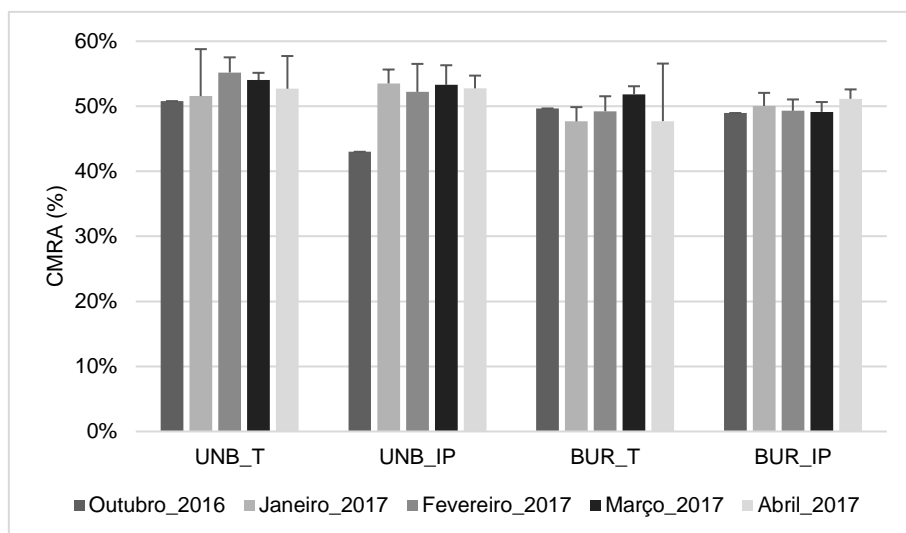


Figura 26. Capacidade Máxima de Retenção de Água [%] medida nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

3.3 CARBONO ORGÂNICO TOTAL

Relativamente à área ardida, os valores máximos de COT registaram-se no 1º mês estudado após o incêndio, com valores entre 0,23 a 4,49 mg de C solúvel em água por g de solo (Figura 27), e 7,10 a 34,73 mg de carbono extraível com água quente por g de solo (Figura 28). Ao longo dos meses subsequentes a concentração diminuiu consideravelmente, tendo sofrido um aumento acentuado em abril. Não foram realizadas amostragens suficientes para verificar a existência de um padrão sazonal. Em geral, não se observou nenhum padrão ao longo dos meses de amostragem, tanto na área ardida como na área de controlo, e os valores mais elevados foram registados nos meses de outubro e abril.

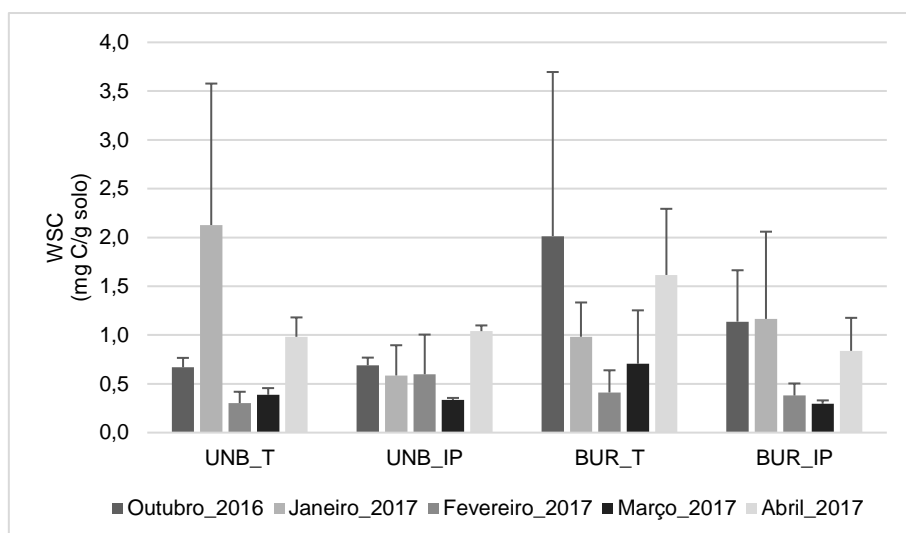


Figura 27. Carbono solúvel em água [mg C/g solo] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

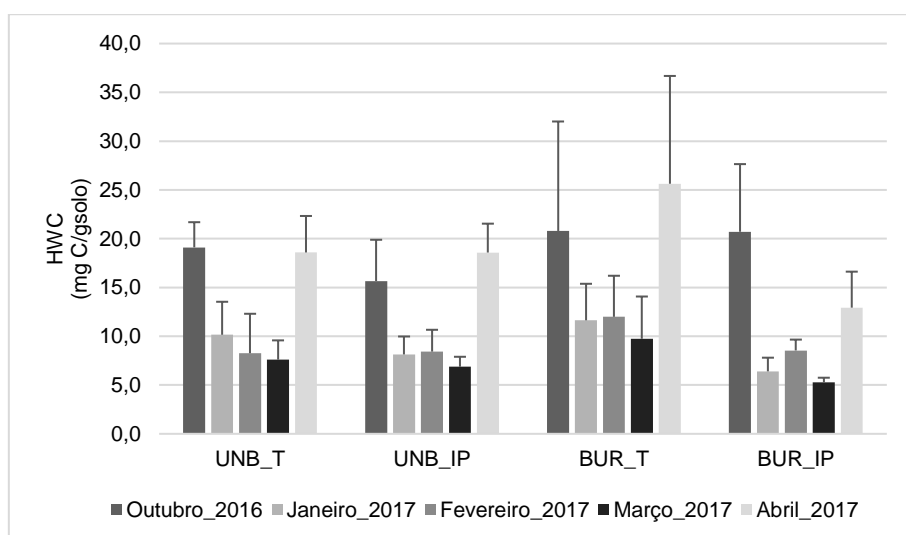


Figura 28. Carbono extraível com água quente [mg C/g solo] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

Neste estudo obteve-se um valor mínimo de 0,09 kg C/m² de solo em março e um valor máximo de 0,43 kg C/m² de solo em abril, obtidos por extração líquida, ambos em área ardida (Figura 29). Relativamente aos valores de COT nos sólidos estimados a partir do teor de matéria orgânica, estes apresentaram um mínimo de 1,56 kg C/m² de solo em abril e um máximo de 2,31 kg C/m² de solo em outubro (Figura 30).

As médias registadas de COT extraído por via líquida foram de [kg C/m² solo]: 0,21±0,05 para UNB T, 0,19±0,04 para UNB IP, 0,25±0,12 para BUR T e 0,18±0,05 para BUR IP. Relativamente às médias de TOC nos sólidos estas foram de [kg C/m² solo]: 2,09±0,22 para UNB T, 1,86±0,24 para UNB IP, 1,77±0,31 para BUR T e 1,72±0,21 para BUR IP.

Estes resultados revelaram maiores quantidades de COT junto às árvores do que entre as árvores. Estatisticamente verificaram-se diferenças mais acentuadas entre os tipos de cobertura do solo, tanto no WSC ($P=0,032$) como no HWC ($P=0,005$), apresentando valores de COT mais baixos entre as árvores.

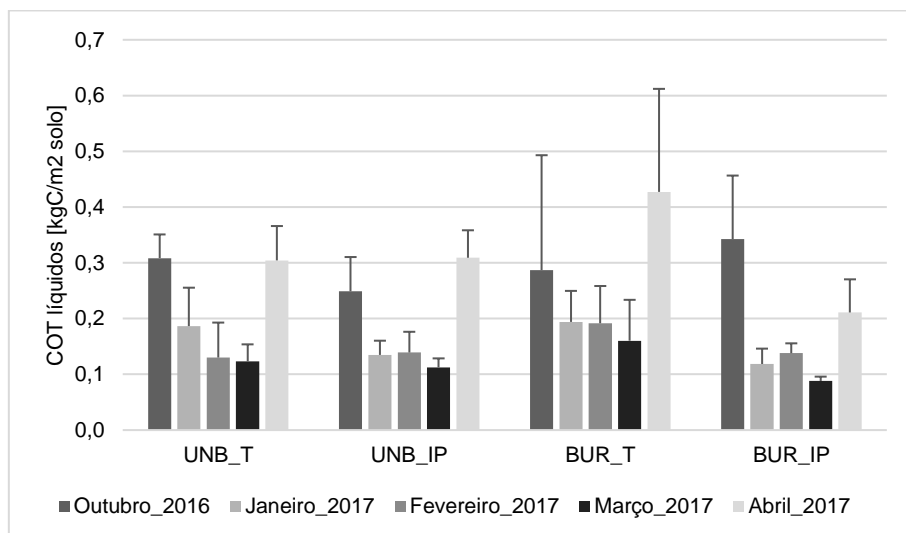


Figura 29. Carbono orgânico total do solo extraído com água [kg C/m² solo] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

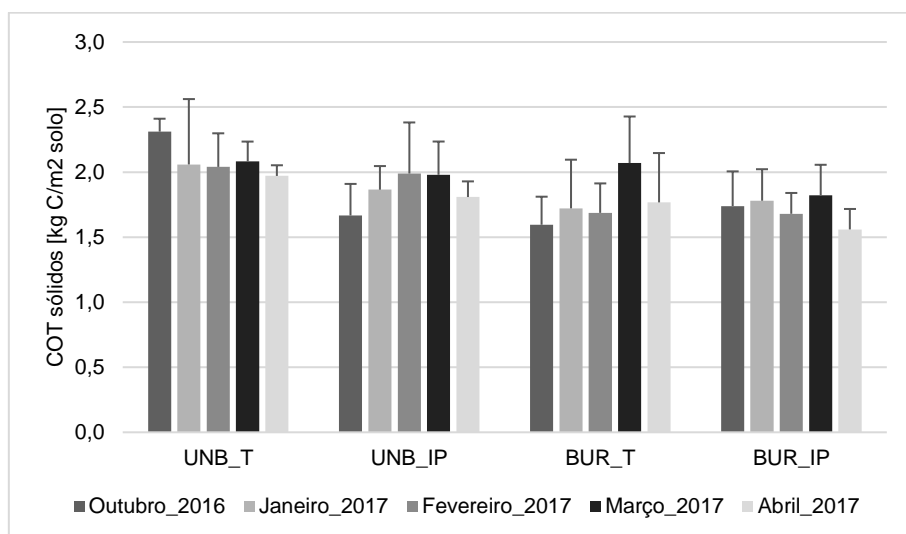


Figura 30. Carbono orgânico total do solo [kg C/m² solo] calculado teoricamente para os locais em estudo ao longo do período de amostragem.

3.4 TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA

Observando os resultados correspondentes ao teor de matéria orgânica poderia dizer-se que este não sofreu grandes alterações ao longo de todas as amostragens, apresentando valores na gama dos 17,8-25,6% (Figura 31). As médias obtidas neste

parâmetro foram de [g matéria orgânica/g matéria seca]: $23,4 \pm 2,5$ para UNB T, $19,7 \pm 3,5$ para UNB IP, $20,7 \pm 2,9$ para BUR T e $18,9 \pm 2,3$ para BUR IP. Registaram-se valores ligeiramente superiores na área de controlo e junto às árvores.

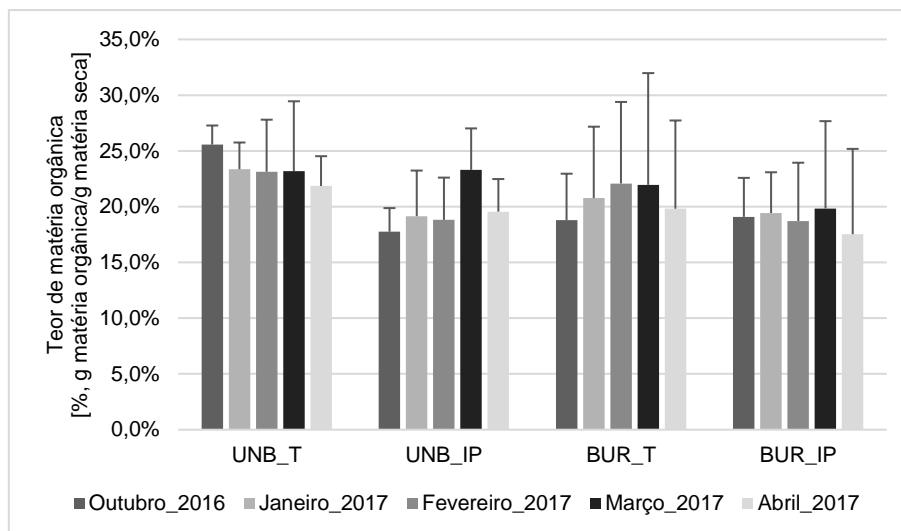


Figura 31. Teor de matéria orgânica [%] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

Segundo os resultados estatísticos, verifica-se que de facto não variou ao longo das amostragens, mas registaram-se diferenças tanto a nível de vegetação ($P=0,005$) como na comparação entre a área de controlo e área ardida ($P<0,001$).

3.5 DENSIDADE APARENTE

Analisando os resultados da densidade aparente (Tabela 3), não se obtiveram diferenças ao longo das amostragens, análise confirmada pela estatística ($P>0,005$). As médias obtidas durante o período de amostragem foram de $0,31 \pm 0$ [g/cm³] para todos os locais estudados.

Estatisticamente também não se observaram diferenças entre a área de controlo e a área ardida ($P=0,140$), no entanto foram registadas diferenças nas amostras recolhidas junto às árvores e entre as árvores ($P=0,014$), apesar desta diferença não ser possível de evidenciar sem os resultados de estatística.

3.6 pH

Pela Tabela 3, é possível observar-se que o solo é ácido [4,26-5,56] e as médias obtidas foram de: $4,44 \pm 0,13$ para UNB T, $4,47 \pm 0,13$ para UNB IP, $5,25 \pm 0,27$ para BUR T e $5,18 \pm 0,17$ para BUR IP, mostrando valores um pouco mais elevados na área ardida.

Estatisticamente os valores de pH variaram significativamente entre outubro e janeiro, e entre janeiro e fevereiro, nos restantes meses foram muito semelhantes. Apresentaram também diferenças entre a área de controlo e a área ardida ($P < 0,001$), evidenciando um pH ligeiramente superior na área ardida. Não se registaram diferenças com o tipo de cobertura do solo ($P = 0,638$).

Tabela 3. pH e densidade aparente [g/cm^3] medidos nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

		Outubro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril
UNB_T	pH	4,26	4,36	4,52	4,56	4,48
		$\pm 0,18$	$\pm 0,18$	$\pm 0,16$	$\pm 0,07$	$\pm 0,05$
	DA	0,31	0,30	0,30	0,31	0,31
		$\pm 0,00$	$\pm 0,01$	$\pm 0,00$	$\pm 0,00$	$\pm 0,00$
UNB_IP	pH	4,26	4,37	4,60	4,49	4,63
		$\pm 0,11$	$\pm 0,21$	$\pm 0,06$	$\pm 0,07$	$\pm 0,19$
	DA	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
		$\pm 0,00$	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,00$
BUR_T	pH	4,97	5,13	5,42	5,34	5,41
		$\pm 0,25$	$\pm 0,24$	$\pm 0,32$	$\pm 0,29$	$\pm 0,24$
	DA	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
		$\pm 0,00$	$\pm 0,01$	$\pm 0,00$	$\pm 0,00$	$\pm 0,00$
BUR_IP	pH	4,69	5,14	5,31	5,56	5,21
		$\pm 0,15$	$\pm 0,11$	$\pm 0,14$	$\pm 0,23$	$\pm 0,24$
	DA	0,31	0,32	0,31	0,32	0,31
		$\pm 0,00$	$\pm 0,01$	$\pm 0,00$	$\pm 0,01$	$\pm 0,00$

3.7 POTENCIAL DE NITRIFICAÇÃO

Os valores obtidos de concentração da fração ativa de N orgânico do solo variaram de 1,77 a 13,87 ppm (Figura 32). As médias obtidas para este parâmetro foram de [ppm]: $6,88 \pm 0,93$ para UNB T, $5,54 \pm 0,93$ para UNB IP, $4,99 \pm 1,87$ para BUR T e $5,25 \pm 1,12$ para BUR IP.

Estatisticamente apresentam diferenças entre amostragens, com maior destaque nos meses de fevereiro e abril, mostrando valores mais elevados do que nos restantes meses. Também foi evidenciada uma diferença entre a área de controlo e a área ardida ($P < 0,001$), tendo a primeira valores ligeiramente superiores.

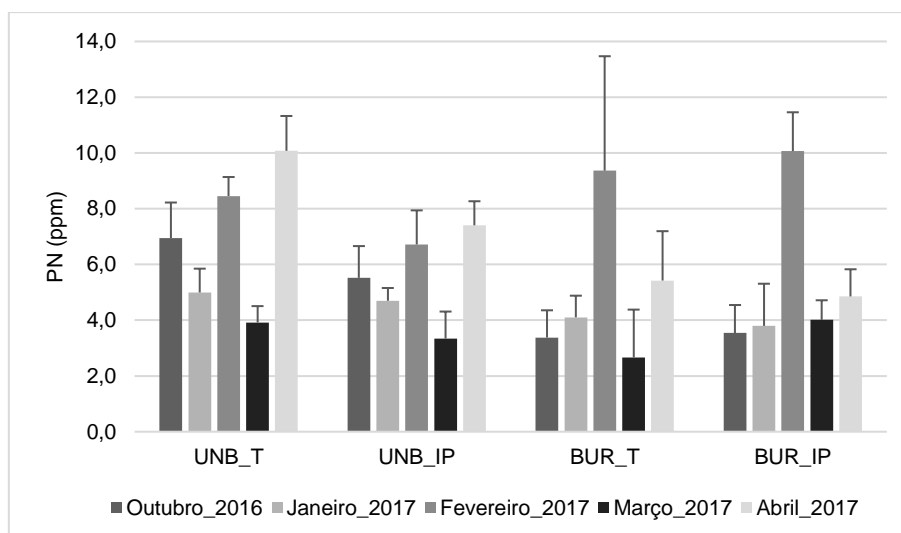


Figura 32. Potencial de nitrificação [ppm] medido nos locais em estudo ao longo do período de amostragem.

3.8 CORRELAÇÕES

O conteúdo das células da tabela 4 indica, em primeiro lugar, o coeficiente de correlação, de seguida o *P Value* e por último o número de amostras analisadas. Tal como foi descrito na secção 3.13 deste estudo, na tabela 4, é possível determinar o grau de correlação entre os parâmetros através da análise do fator de correlação.

Os pares de variáveis com coeficientes de correlação positivos e *P Values* abaixo de 0,050, apresentam uma relação positiva, tendem a aumentar em conjunto. Os pares com coeficientes de correlação negativos e *P Values* abaixo de 0,050, apresentam uma relação negativa, uma variável tende a diminuir enquanto a outra aumenta. Para pares com *P Values* superiores a 0,050, não existe uma relação significativa entre as duas variáveis.

Assim, observando a Tabela 4, é possível identificar que existem bastantes correlações nomeadamente uma correlação negativa entre o pH e o C total e instável (SOC e HWC, respetivamente).

Tabela 4. Coeficientes de correlação, *P Values* e número de amostras analisadas dos parâmetros em estudo.

	pH	DA	CMRA	RBS Titulação	WSC	HWC	COT sólidos	COT líquidos	PMN
MO	-0,37 <0,01 100	-0,24 0,02 100	0,53 <0,01 100	-0,08 0,47 95	-0,12 0,24 100	<0,01 0,96 100	0,99 <0,01 100	<0,01 0,97 100	0,11 0,30 100
pH		0,20 0,05 100	-0,22 <0,01 100	-0,17 0,10 95	-0,14 0,18 100	-0,21 0,03 100	-0,35 <0,01 100	-0,22 0,03 100	-0,15 0,14 100
DA			-0,22 0,03 100	-0,02 0,86 95	0,04 0,67 100	-0,06 0,52 100	-0,14 0,17 100	-0,05 0,63 100	-0,13 0,19 100
CMRA				<-0,01 0,98 95	-0,15 0,15 100	-0,18 0,08 100	0,52 <0,01 100	-0,18 0,08 100	0,16 0,11 100
RBS Titulação					<-0,01 0,99 95	0,03 0,74 95	-0,07 0,48 95	0,03 0,77 95	0,04 0,69 95
WSC						0,69 <0,01 100	-0,13 0,19 100	0,75 <0,01 100	-0,02 0,81 100
HWC							-0,02 0,85 100	0,99 <0,01 100	0,23 0,02 100
COT sólidos								-0,02 0,88 100	0,21 0,03 100
COT líquidos									0,21 0,03 100

4 DISCUSSÃO DE RESULTADOS

4.1 QUANTIFICAÇÃO DOS EFEITOS INDIRETOS DO FOGO NAS TAXAS DE RESPIRAÇÃO DO SOLO

Os efeitos dos incêndios florestais na RBS dependem de vários fatores, incluindo características da floresta, gestão florestal e características do fogo, como a intensidade e severidade do fogo. Esses fatores podem afetar diretamente a recuperação da vegetação pós-fogo, a sobrevivência das populações microbianas e as mudanças na quantidade e qualidade do SOC (Certini, 2005, González-Perez et al., 2004). Os incêndios florestais alteram o fluxo de C dos solos devido ao seu impacto na vegetação e nos parâmetros físicos e químicos do solo.

De acordo com o índice de severidade do solo de Vega et al. (2013) e de Neary et al. (2005) este incêndio registou um grau de severidade moderado. Os dados de correlação do teste de Spearman mostraram uma correlação baixa entre a RBS e os restantes parâmetros do solo que foram influenciados indiretamente pelo fogo.

Uma possível explicação para a reduzida variabilidade temporal da cobertura do solo e das alturas dos horizontes pode estar relacionada com a camada espessa de *mulching* criada pelas agulhas do pinheiro que caem sobre o solo. Estas poderão impedir a vegetação de proliferar e tender lentamente a tornar o solo mais ácido com o passar dos anos, o que poderá influenciar as condições ótimas da atividade microbiana e consequentemente as taxas de RBS (Catry et al., 2007).

Normalmente, a resistência do solo à penetração aumenta com a compactação do solo (Ampoorter et al., 2012; Ares et al., 2005). Quanto menor for a compactação do solo, mais oxigénio disponível ele apresenta e, consequentemente, maior é a facilidade com que as raízes, os nutrientes e a água penetram no solo, o que permite maiores taxas de RBS (Lapaca, 2017). Malvar et al. (2017) registaram valores de resistência do solo numa área de controlo situada numa floresta no centro de Portugal próximo da área em estudo. Em média estes eram bastante inferiores (penetração: 1,08 kgf/cm²; cisalhamento: 0,90 kg/cm²) aos valores obtidos neste estudo (penetração: 2,10 kgf/cm²; cisalhamento: 3,73 kg/cm²). Contudo, é importante referir que se tratava de uma zona de eucaliptais e que apesar da proximidade, a estrutura do solo pode mudar consideravelmente e a área atualmente a ser estudada pode já ter sofrido mais perturbações que levaram à compactação do solo. Uma vez que os valores foram semelhantes para as duas áreas, considera-se que o fogo não provocou grandes

alterações neste parâmetro, não se mostrando um fator influente nas taxas de RBS. Após o corte das árvores na área ardida, foi possível verificar que houve uma diminuição da resistência do solo. Este efeito pode estar associado ao facto de o solo ter sido revolvido pela maquinaria.

É necessário salientar que relativamente ao teor de humidade, este foi só determinado para estabelecer a CMRA a 50%, considerado o valor ideal para a obtenção da RBS máxima, assim, estes dois parâmetros deixaram de ser fatores influenciáveis da respiração neste estudo. No entanto, relativamente à humidade do solo medida pela estação meteorológica notou-se uma diferença deste parâmetro no mês de outubro, apresentando, valores mais baixos que os meses subsequentes. Estas evidências poderão estar associadas à proximidade à data do incêndio. A temperatura em outubro era mais alta, diminuindo nos restantes meses e voltando a aumentar somente em abril, quando ocorreu novamente um aumento da temperatura e o solo estava mais exposto à radiação solar devido ao corte dos pinheiros, aumentando, consequentemente, a evapotranspiração. Os picos de humidade do solo estão diretamente relacionados com os períodos de precipitação e a diminuição da temperatura.

Os valores de MO obtidos neste estudo encontram-se dentro da gama de valores registados por Stoof et al. (2012) numa floresta idêntica de pinheiro em clima mediterrânico no centro de Portugal ($21,0 \pm 5,2\%$). No que diz respeito ao teor de MO, tudo indica que quanto maior for sua a presença no solo passível de ser degradada, maior será a atividade microbiana e, consequentemente, maiores serão os fluxos de CO₂. Pelos resultados obtidos, observou-se que não houve alterações que justificassem grandes variações na RBS entre as duas áreas.

É geralmente desejável ter solos com uma densidade aparente baixa ($<1,5 \text{ g/cm}^3$) para o melhor movimento de ar e água através do solo (Hunt et al., 1992). Os resultados obtidos tanto na área de controlo, como na área ardida, são favoráveis a este fenómeno, apresentando valores a rondar os $0,3 \text{ g/cm}^3$, não tendo influência negativa na RBS. Meira-Castro et al. (2015) apresentaram valores de densidade aparente em floresta de pinheiro bravo em Portugal, de $1,4 \pm 0,5 \text{ g/cm}^3$, não registando alterações após incêndio. Os valores obtidos neste estudo encontram-se abaixo do valor indicado na literatura, no entanto também não foram registadas diferenças entre ambas as áreas.

O solo em estudo é ácido [4,26-5,56], o que segundo Meira-Castro et al. (2015) era o que seria de esperar de um solo de floresta de pinheiro. Os valores de pH mostram um ligeiro aumento após o incêndio. As diferenças não significativas podem ser atribuídas à variabilidade natural do solo e à distribuição aleatória de agulhas de pinheiro, que,

como já foi referido, conferem alguma acidez ao solo. Meira-Castro et al. (2015) obtiveram valores de $4,8 \pm 1$ para solos de floresta de pinheiro bravo em Portugal. Os valores obtidos neste estudo encontram-se dentro da gama. O autor também não registou diferenças significativas entre as áreas de controlo e ardida.

O crescimento das plantas e a maioria dos processos do solo, incluindo a disponibilidade de nutrientes e a atividade microbiana, são favorecidos por uma gama de pH de 5,5-8. (Hanlon, 2012). Os valores de pH obtidos encontram-se ligeiramente abaixo desta gama, o que pode diminuir a RBS devido à supressão da atividade microbiana. Os valores de pH aumentaram ligeiramente após o incêndio, o que pode ter estimulado o aumento da RBS. Em geral, o aumento do pH é temporário e ocorre devido à formação de novo húmus e à lixiviação de bases (Zavala et al., 2014).

4.2 INFLUÊNCIA DA VARIABILIDADE ESPACIAL NAS TAXAS DE RESPIRAÇÃO DO SOLO

Vega et al. (2013) estudaram a influência dos níveis de severidade dos fogos em diversos parâmetros de uma floresta de *Pinus pinaster* e constataram que, para incêndios de baixa a moderada severidade as taxas de RBS não sofriam alterações significativas, registando valores que variavam entre 9 - 12 mg CO₂.g⁻¹.h⁻¹. Neste estudo também não se verificaram alterações comparativamente à área de controlo, no entanto os resultados obtidos encontram-se abaixo da gama apresentada, com valores entre 0,05 – 2,54 mg CO₂.g⁻¹.h⁻¹. Uma vez que o solo é muito heterogéneo e que diversos parâmetros físicos e biológicos, bem como as condições climáticas envolventes e a disposição dos locais, influenciam a RBS, é normal obter valores distintos da literatura encontrada. Não se verifica um padrão espacial, indicando que a atividade microbiana não foi severamente afetada pelo incêndio, mantendo aproximadamente os seus níveis de atividade e produção, tanto na área ardida como na área de controlo, sugerindo que a RBS não sofre grandes alterações em incêndios de baixa a moderada severidade.

Hanson et al. (2000) afirmaram que a respiração da raiz geralmente representa aproximadamente metade da respiração total do solo, mas varia de 10 a 90% entre diferentes estudos, indicando que, possivelmente, a respiração junto às árvores é superior à de um solo nu. Dixon et al. (1994) verificaram maiores taxas de fluxos de CO₂ nas áreas ardidas comparativamente com as áreas não ardidas, e obtiveram níveis de respiração do solo mais elevados sob árvores e vegetação do que em solo nu.

Os dados obtidos neste estudo não são compatíveis com alguma da informação recolhida na revisão de literatura, pois não se verificam diferenças significativas nos fluxos da área ardida comparativamente com o da área de controlo (Titulação: P=0,872).

Relativamente aos valores obtidos sob as árvores e entre as árvores pelo método da titulação estes aparentam ser diferentes ($P < 0,001$) e apresentam valores ligeiramente mais elevados entre as árvores, não se tendo verificado um padrão.

González-Pérez et al. (2004) compararam características de solos afetados por incêndios com solos de áreas de controlo adjacentes e demonstraram que após um incêndio de severidade baixa a moderada é normalmente observado um ligeiro aumento de carbono no solo, devido à incorporação da biomassa no solo. No entanto, neste estudo não foi observado um padrão distintivo entre ambas as áreas.

Segundo Alexis et al. (2007), há estudos que indicam que o fogo não modifica significativamente o *stock* de carbono no solo a partir da profundidade de 5 cm. Por outro lado, Madeira et al. (2004) afirmaram que a quantidade de carbono orgânico nos solos de Portugal Continental é variável até à profundidade de 30 cm, apresentando valores entre 0,21 e 23,50 kg/m². Ambos os resultados revelaram que a presença de COT no solo em análise era muito baixa, indicando que a atividade microbiana na matéria orgânica é reduzida, sugerindo fluxos baixos de RBS.

Num estudo recente sobre os efeitos do fogo em florestas de pinheiro na área mediterrânica, o *stock* de carbono orgânico na área afetada pelo incêndio foi 1,10 kg/m² e na área de controlo 0,77 kg/m² (Certini et al., 2011). Os valores deste estudo estão mais próximos do que revela a literatura, tendo-se obtido para os líquidos, uma média de 0,20 kg/m² para a área de controlo e de 0,22 kg/m² para a área ardida. No que diz respeito aos sólidos obteve-se uma média de 1,98 kg/m² para a área de controlo e 1,74 kg/m² para a área ardida.

A precipitação aumenta a humidade do solo, promovendo condições favoráveis ao crescimento da vegetação e subsequente acumulação na camada de manta morta, o que beneficia a acumulação de COS. No entanto, a influência deste fenómeno não é evidenciada nos resultados obtidos. O facto de o inverno ter sido pouco chuvoso não favorece este fenómeno.

Ao reduzir a biomassa através do fogo, as quantidades e fontes de COT sofrem alterações. No entanto, a recuperação da vegetação pós-fogo ajuda a aumentar o COT, provavelmente devido a um melhor abastecimento de matéria orgânica morta em decomposição (Alexis et al., 2007). Este fenómeno pode explicar os valores próximos obtidos nos *stocks* de COT entre a área ardida e a área de controlo, pois apesar de haver perda de carbono devido ao incêndio, na recuperação da floresta pós incêndio, a matéria orgânica morta ajuda a reestabelecer os *stocks* de C.

Durante um incêndio, parte da biomassa do ecossistema é convertida em carvão vegetal, este contém estruturas moleculares recalcitrantes que contribuem para o armazenamento de carbono a longo prazo (Alexis et al., 2007). Apesar de não se evidenciarem diferenças significativas nos *stocks* de COT entre a área ardida e a área de controlo, os parâmetros utilizados neste estudo para caracterizar a qualidade do COS indicam uma perda preferencial de COS mais lábil e uma maior preponderância de formas recalcitrantes, tal como evidenciado por Certini (2005) e González-Perez et al. (2004). A transição de formas mais facilmente decompostas de COS para formas mais recalcitrantes, que são mais resistentes à degradação química e biológica, poderia contribuir para a formação de *stocks* de COS estáveis e poderia explicar os valores de RBS mais baixos na área ardida (Uribe et al., 2013).

De acordo com Islam e Weil (2000), taxas altas de RBS podem ocorrer tanto como resultado da grande quantidade da fração instável de C ou da rápida oxidação de C. Assim, valores elevados de RBS podem indicar stresse ecológico ou alto nível de produtividade dos ecossistemas. Neste caso, os valores baixos de RBS podem indicar um rápido consumo da fração instável de C por parte dos microrganismos, ou um baixo nível de produtividade dos ecossistemas.

Vega et al. (2013) observaram um aumento de C/N em alguns solos após incêndios de severidade moderada, o que pode refletir a acumulação de formas orgânicas recalcitrantes no material queimado. Contudo, os níveis de N no solo aumentam frequentemente após o incêndio, devido à decomposição induzida por calor de N orgânico no solo e também por entradas de N inorgânico por parte das cinzas causando perda desproporcional de N em comparação com os *stocks* de C, onde mais C é perdido e relativamente mais N fica estabilizado (Certini, 2005; Neary et al., 1999). No entanto, neste estudo não foram reveladas grandes diferenças entre a área de controlo e a área ardida. Tal como ocorreu com os *stocks* de C, os *stocks* de N evidenciaram não ter sofrido grandes alterações com o incêndio.

4.3 INFLUÊNCIA DOS PADRÕES TEMPORAIS NAS TAXAS DE RESPIRAÇÃO DO SOLO

Os valores de RBS têm tendência a ser mais altos na primavera e no outono em ecossistemas de clima mediterrânico, o que pode estar associado a condições ótimas de temperatura e humidade do solo, as quais estimulam a atividade vegetal e microbiana durante estas estações (Uribe et al., 2013). No entanto neste estudo não se observaram diferenças ao longo dos meses, e o período de amostragem não permitiu verificar a

influência da sazonalidade na RBS, para tal seria necessário prolongar o tempo de estudo.

A respiração do solo é muito sensível às mudanças ambientais. Os resultados das medições sazonais, geralmente, produzem uma relação positiva da respiração do solo com o aumento da temperatura. Diversos autores estudaram a respiração basal sob uma vasta gama de condições de incubação, com temperaturas de 14 a 25 °C e períodos de incubação de um mínimo de 6 h até um máximo de 6 semanas (Luo et al., 2006). Creamer et al. (2014) demonstraram que a medição da taxa inicial de RBS é mais consistente à temperatura de incubação experimental de 20 ° C. Tal como já referido anteriormente, a incubadora utilizada neste estudo estava programada para estabilizar nos 20°C. No entanto, numa fase já muito avançada do estudo, foi detetado que o equipamento provocava variações de ± 2 °C, podendo gerar leituras erradas. Acima desta temperatura são alteradas as condições estabelecidas para este estudo, tendo em conta que a este parâmetro tem influência sobre a atividade microbiana e, consequentemente, podem fazer variar os fluxos de CO₂.

É de salientar que o forçamento de uma curva de resposta a uma dada temperatura, que a redução dos poros do solo criada durante o procedimento de amostragem, bem como os “efeitos de parede” gerados pela garrafa de incubação podem originar alterações nos fluxos de gás, o que poderá deturpar parcialmente os resultados (Bloem et al., 2005).

Segundo Luo et al. (2006), vários estudos mostraram que os processos do ecossistema que contribuem para mudanças na respiração do solo são afetados pelas diferenças anuais na precipitação. Pela análise dos resultados, tudo indica que os valores de respiração basal aumentaram após as amostragens que foram realizadas nos meses com maiores eventos de precipitação. No entanto, este estudo não permite clarificar a influência desta variável, podendo estas flutuações estar relacionadas com outros parâmetros.

Relativamente ao COT, não se verificou um padrão temporal, apenas se verificaram diferenças mais acentuadas entre os tipos de cobertura do solo, apresentando valores de COT mais elevados junto às árvores. Alguns autores afirmam que não existe uma variação significativa no conteúdo de carbono no solo de estação para estação (Nipithwittaya et al., 2012), indicando que podem não ser verificadas alterações a nível temporal.

5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

5.1 CONCLUSÕES

A respiração basal do solo da biomassa microbiana é um dos principais atributos relacionados com a fertilidade do solo (Niemeyer et al., 2012) e um indicador comum da qualidade do mesmo (Romero-Freire et al., 2016). As medições realizadas neste estudo são cruciais para perceber a troca de carbono num dado sistema, e tendo em conta as grandes áreas de floresta ardidas a cada ano, são um passo importante para contribuir para a determinação de quais as melhores práticas de gestão a aplicar sobre florestas ardidas para manter o equilíbrio de carbono nos ecossistemas.

Dos resultados experimentais obtidos e discutidos anteriormente, as principais conclusões deste estudo sobre a respiração do solo pós-fogo numa plantação de pinheiro bravo ardido no verão de 2016, e uma plantação vizinha não ardida no centro de Portugal, foram as seguintes:

- O incêndio que afetou a área de estudo foi de severidade moderada, tendo causado impacto visível na vegetação, no entanto teve um reduzido impacto nos parâmetros físico-químicos do solo com efeitos ligeiramente mais acentuados entre as árvores;
- O incêndio teve um reduzido impacto nos fluxos de respiração basal do solo, apresentando valores estatisticamente iguais entre as duas áreas, fluxos ligeiramente mais elevados entre as árvores e valores mais baixos do que os obtidos pela literatura;
- O carbono e o azoto instáveis, representados pelo HWC e pelo PN, respetivamente, não apresentaram mudanças significativas entre a área ardida e a área de controlo.

Atualmente, a contribuição deste tema para a comunidade científica começa a revelar-se importante. São vários e bastante desenvolvidos os estudos relacionados com o tema. Está mais presente a importância do solo na problemática das alterações climáticas, e a importância do estudo das suas propriedades. Este estudo demonstra a importância de avaliar os fluxos de CO₂ considerando fatores bióticos e abióticos após distúrbios como incêndios. A variabilidade nos fluxos de respiração basal do solo entre os tipos de vegetação e a relação com os teores de carbono e azoto sugerem que este pode ser usado como indicador do estado do solo e do ecossistema.

Este trabalho permitiu obter experiência laboratorial que pode ser importante para o desenvolvimento de metodologias mais eficientes, com dados mais fiáveis e reprodutíveis. Permitiu também aumentar a informação sobre os diferentes aspetos relacionados com a recuperação do solo após um incêndio, com especial ênfase na respiração basal do solo e na quantidade de carbono armazenado.

É de salientar que este trabalho representa o estudo de um sistema natural, onde existem múltiplos fatores que podem interferir com os fluxos de carbono no solo e que, nem sempre os valores obtidos correspondem ao que seria de esperar. Por outro lado, a técnica usada para a medição da respiração parece acrescentar também alguma variabilidade aos resultados obtidos. Por conseguinte, o grau de dificuldade existente na comparação de valores durante a revisão de literatura é elevado, não só devido à diversidade de solos e vegetação, e à diversidade de escalas espaciais e temporais, como também às metodologias adotadas, tanto na recolha e armazenamento dos solos, como na análise subsequente.

5.2 SUGESTÕES

O decréscimo contínuo de área florestal provocada por incêndios, bem como a escassa informação existente sobre esta temática deu relevância à realização deste trabalho, preenchendo parte da lacuna existente relativamente a estudos de medição de fluxos de respiração do solo em Portugal.

Tendo em consideração as restrições de recursos materiais a que os projetos de investigação estão sujeitos, não foi possível analisar tudo o quanto seria de interesse, apostando somente em questões chave. Para projetos futuros, apresentam-se de seguida algumas sugestões de trabalho:

- Sugerem-se alterações na metodologia usada, como um estudo mais prolongado dos parâmetros em análise, em que se proceda à comparação de diferentes métodos de medição da respiração do solo, por forma a selecionar-se a metodologia mais fiável;
- A extensão do tempo do estudo permitiria uma descrição detalhada da evolução do coberto vegetal e a análise da sua influência na regeneração do carbono orgânico do solo;
- Uma vez que a manta morta se trata da principal via de retorno de nutrientes ao solo, onde ocorre a maior parte da atividade microbológica (Edwards et al.

(1973)), seria interessante estudar a influência do fogo na respiração do solo nesta camada, avaliando as perdas que este causa no ecossistema, e comparar com os resultados obtidos para camadas de maior profundidade;

- Ainda como continuação do ponto anterior, seria importante estudar o armazenamento de carbono na manta morta de uma área de controlo e nas cinzas de uma área ardida, tendo em conta que as cinzas têm também uma grande quantidade de nutrientes disponíveis para o solo;
- Estender a análise ao período após o corte das árvores, por forma a estudar a influência deste tipo de gestão de florestas sobre a respiração do solo;
- Estender estes estudos a outros tipos de solos, nomeadamente solos de povoamentos de eucalipto, por forma a entender que tipos de floresta são mais afetadas pelos incêndios florestais ao nível da respiração do solo, e quais terão maior capacidade de resiliência.

Bibliografia

- Alexis, M.A., Rasse, D.P., Rumpel, C., Bardoux, G., Péchot, N., Schmalzer, P., Drake, B. & Mariotti, A. (2007) 'Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem'. *Biogeochemistry*, 82, pp. 201-216. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9063-1>
- Amiro, B. D., MacPherson, J. I., Desjardins, R. L., Chen, J. M. & Liu, J. (2003) 'Post-fire carbon dioxide fluxes in the western Canadian boreal forest: Evidence from towers, aircraft and remote sensing'. *Agricultural and Forest Meteorology*, 115, pp. 91-107. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00170-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00170-3)
- Ampoorter, E., De Schrijver, A., Nevel, L. V., Hermy, M. & Verheyen, K. (2012) 'Impact of mechanized harvesting on compaction of sandy and clayey forest soils: results of a meta-analysis'. *Annals of Forest Science*, 69, pp. 533-542. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0199-y>
- Andersson, M. A., Michelsen M., Jensen M. & Kjoller A. (2004) 'Tropical savannah woodland: Effects of experimental fire on soil microorganisms and soil emissions of carbon dioxide'. *Soil Biol Biochem*, 36, pp. 849-858. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.01.015>
- Araújo, E. A., Amaral, E. F., Lani, J. L. (2005) 'Amostragem de solo'. Em: Salvador P. G. 'Manejo do solo e recomendação de adubação para o estado do Acre', cap. 6, pp. 229-243.
- Ares, A., Terry, T., Miller, R. E., Anderson, H. W. & Flaming, B. L. (2005) 'Ground-based forest harvesting effects on soil physical properties and douglas-fir growth'. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 18-22. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0331>
- Baldock, J. A. & Nelson, P. N. (2000) 'Soil organic matter'. Em: Sumner, M. E. 'Handbook of soil science'. Boca Raton, CRC Press, p.25-84.
- Barham, P., Begg, E., Foote, S., Henderson, J., Jansen, P., Pert, H., Scott, J., Wong, A. & Woolner, D. (1997) 'Guidelines for Soil Description'. *Disease Management & Health Outcomes*, 1, pp. 197-209. <https://doi.org/10.2165/00115677-199701040-00003>
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X. & Martin, D. (2012). Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma*, 191, pp. 3-13. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.004>
- Bloem, J., Schouten, A. J., Srensen, S. J., Rutgers, M., Werf, A. & Breure, A. M. (2005) 'Monitoring and evaluating soil quality'. *Microbiological methods for assessing soil quality*, pp. 23-49. <https://doi.org/10.1079/9780851990989.0023>
- Bond-Lamberty, B., Peckham, S. D., Ahl, D. E. & Gower, S. T. (2007) 'Fire as the dominant driver of central Canadian boreal forest carbon balance'. *Nature*, 450, pp. 89-92. <https://doi.org/10.1038/nature06272>

- Bond-Lamberty, B. & Thomson, A. (2010) 'Temperature-associated increases in the global soil respiration record'. *Nature*, 464, pp. 579–582. <https://doi.org/10.1038/nature08930>
- Bond-Lamberty, B., Wang, C. & Gower, S. T. (2004) 'Contribution of root respiration to soil surface CO₂ flux in a boreal black spruce chronosequence'. *Tree Physiology*, 24, pp. 1387–1395. <https://doi.org/10.1093/treephys/24.12.1387>
- Bot, A. & Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter*, pp. 1-80. <https://doi.org/10.1080/03650340214162>
- Bradshaw-Rouse, J.J. (2016), 'Soil'. *Salem Press Encyclopedia Of Science*, Research Starters, EBSCOhost. Acedido em: <http://eds.a.ebscohost.com/eds/detail/detail?vid=4&sid=9317580e-dfad-4763-9839-d34ff8b2d5ea%40sessionmgr4007&bdata=JkF1dGhUeXBIPWlwLGNvb2tpZSxzaGliLHVpZCZsYW5nPXBOlWJyJnNpdGU9ZWRzLWxpdmUmc2NvcGU9c2l0ZQ%3d%3d#db=ers&AN=89474880> (acedido em maio de 2017).
- Brown, K. & Wherrett, A. (2014) 'Bulk Density-Measuring'. *Department of Agriculture and Food, The State of Western Australia*, pp. 1–2. Consultado em: <http://soilquality.org.au/factsheets/bulk-density-measurement> (acedido em junho de 2017)
- Buscot, F. & Varma A. (2005) 'What are soils?'. *Microorganisms in soils: Roles in genesis and functions*, 3, pp. 3–17. <https://doi.org/10.1007/b137872>
- Canali, S., Benedetti, A. (2006). 'Soil nitrogen mineralization'. Em: Bloem J., Hopkins, W., Benedetti, A. 'Microbiological Methods for Assessing Soil Quality', pp. 127-135. <https://doi.org/10.1079/9780851990989.0000>
- Cantlon, J. (1953) 'Vegetation and microclimates of north and south slopes of Cushtunk mountain, New Jersey'. *Ecological Monographs*, 23, pp. 241-270. <https://doi.org/10.2307/1943593>
- Catry, F., Bugalho, M. & Silva, J. (2007) 'Recuperação da Floresta após o Fogo O caso da Tapada Nacional de Mafra', CEABN-ISA, Lisboa.
- Certini, G. (2005) 'Effects of fire on properties of forest soils: A review'. *Oecologia*, 143, pp. 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaioli, P., & Rumpel, C. (2011) 'Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests'. *Geoderma*, 167–168, pp. 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.005>
- Comissão das Comunidades Europeias (2006) 'Proposta de Diretivas do Parlamento Europeu e do Conselho que estabelece um quadro para a protecção do solo e altera a Directiva 2004/35/CE'. Bruxelas.

- Creamer, R. E., Schulte, R. P. O., Stone, D., Gal, A., Krogh, P. H., Lo Papa, G., Murray, P. J., Pérès, G., Foerster, B., Rutgers, M., Sousa, J. P. & Winding, A. (2014) 'Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter?'. *Ecological Indicators*, 36, pp. 409–418. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.015>
- Curtin, D. (2006) 'Mineralizable Nitrogen'. *New Zealand Institute for Crop and Food Research, Christchurch New Zealand*, Cap 46, pp. 8. <https://doi.org/10.1201/9781420005271.ch46>
- D'Ascoli R., Rutigliano F.A., De Pascale R.A., Gentile A. & De Santo A. V. (2005) 'Functional diversity of the microbial community in Mediterranean maquis soils as affected by fires'. *International Journal Wildland Fire*, 14, pp. 355–363. <https://doi.org/10.1071/WF05032>
- Deal, R., Raymond, C. & Peterson, D. (2010) 'Ecosystem services and climate change: Understanding the differences and identifying opportunities for forest carbon'. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-61*, pp. 9–25.
- Dilly, O. & Zyakun, A. (2008) 'Priming Effect and Respiratory Quotient in a Forest Soil Amended with Glucose'. *Geomicrobiology Journal*, 25, pp. 425–431. <https://doi.org/10.1080/01490450802403099>
- Dixon, R. K., Brown, S., Houghton, R. A., Solomon, A. M., Trexler, M. C. & Wisniweski, J. (1994) 'Carbon pools and flux of global forest ecosystems'. *Science*, 263, pp. 185–190. <https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185>
- Duxbury, J. M., Smith, M. S. & Doran, J. W. (1989). 'Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients'. Em: Coleman, D.C., Oades, J. M. & Uehara, G. 'Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystem', pp. 33–67.
- Edwards, N. T. & Sollins, P. (1973) 'Continuous measurement of carbon dioxide evolution from partitioned forest floor components'. *Ecology*, 54, pp. 406–412. <https://doi.org/10.2307/1934349>
- Fernandes, P. (2007) 'Entender porque arde tanto a floresta em Portugal'. *Árvores e Florestas de Portugal*, 8, pp. 69–91.
- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Arshad, M. A., Schomberg, H. H., & Hons, F. M. (2001) 'Climatic influences on active fractions of soil organic matter'. *Soil Biology and Biochemistry*, 33, pp. 1103–1111. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00016-5)
- Ferreira, J. P. L., Oliveira, M. M., Laranjeira, I., Leitão, T. E. & Fernandez, P. (2007) 'Avaliação do impacto de fogos florestais em recursos hídricos subterrâneos', pp. 1–15.
- Florestar - Sustentabilidade da Floresta (2007) 'Guia Prático de Intervenção em Áreas Florestais Sensíveis aos Riscos - Risco de Erosão/ Incêndio/ Fitossanitários'. *Ferramentas de Apoio ao investimento florestal*.

- Frolking, S., Palace, M. W., Clark, D. B., Chambers, J. Q., Shugart, H. H. & Hurtt, G. C. (2009) 'Forest disturbance and recovery: A general review in the context of spaceborne remote sensing of impacts on aboveground biomass and canopy structure'. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114. <https://doi.org/10.1029/2008JG000911>
- Gazey, P. (2014) 'Soil Acidity'. Consultado em: <http://soilquality.org.au/factsheets/soil-acidity> (acedido em junho de 2017)
- Ghani, A., Dexter, M. & Perrott, K. W. (2003) 'Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation'. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, pp. 1231–1243. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00186-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00186-X)
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G. & Knicker, H. (2004) 'The effect of fire on soil organic matter - a review'. *Environment International*, 30, pp. 855-870. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>
- Hanlon, E. (2012) 'Soil pH and Electrical Conductivity: A County Extension Soil Laboratory Manual 1 Solubility of Plant Nutrients'. *Fla. Coop. Extn. Ser., IFAS, Univ. of Fla., Gainesville, FL*, pp. 1–10.
- Hanson, P.J., Edwards, N.T., Garten, C.T. & Andrews, J.A. (2000) 'Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations'. *Biogeochemistry*, 48, 115-146. <https://doi.org/10.1023/A:1006244819642>
- Harmon, M. E., Bond-Lamberty, B., Tang, J. & Vargas, R. (2011) 'Heterotrophic respiration in disturbed forests: A review with examples from North America'. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116, pp. 1-17. <https://doi.org/10.1029/2010JG001495>
- Hashimoto, S. (2012) 'A new estimation of global soil greenhouse gas fluxes using a simple data-oriented model'. *PLoS ONE*, 7, pp. 1-7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041962>
- Hatten J. A. & Zabowski D. (2010) 'Fire severity effects on soil organic matter from a ponderosa pine forest: a laboratory study'. *International Journal of Wildland Fire*, 19, pp. 613–623. <https://doi.org/10.1071/WF08048>
- Haynes, R.J. (2005) 'Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview'. *Advances in Agronomy*, 85, pp. 221–268. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)85005-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)85005-3)
- Hunt, N. & Gilkes, R. (1992) 'Farm Monitoring Handbook'. The University of Western Australia: Nedlands, WA.
- ICNF (2013a) 'Relatório dos grandes incêndios florestais na Serra do Caramulo. pp. 1-28. Consultado em: <http://www.icnf.pt/portal/florestas/dfci/relat/raa/resource/ficheiros/rel-tec/gif-caram13> (acedido em janeiro de 2017)

- ICNF (2013b) 'IFN6 - Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental 1995 | 2005 | 2010. Resultados preliminares'. pp. 34, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa.
- ICNF (2015) 'Relatório anual de áreas ardidas e incêndios florestais em Portugal Continental'. *Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P./Departamento de Gestão de Áreas Classificadas, Públicas e de Proteção Florestal*, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa.
- ICNF (2016) 'Relatório provisório de incêndios florestais – 2016'. *Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P./Departamento de Gestão de Áreas Classificadas, Públicas e de Proteção Florestal*, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa.
- Inbar, M., Tamir, M. & Wittenberg, L. (1998) 'Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area'. *Geomorphology*, 24, pp. 17–33. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00098-6](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00098-6)
- Islam, K. R. & Weil, R. R. (2000) 'Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh'. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79, pp. 9–16. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00145-0](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00145-0)
- Irvine, J., Law, B. E. & Hibbard, K. A. (2007) 'Postfire carbon pools and fluxes in semiarid ponderosa pine in Central Oregon'. *Global Change Biology*, 13, pp. 1748–1760. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01368.x>
- Jenny, H., Gessel, S. P. & Bingham, F. T. (1949) 'Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions'. *Soil Science*, 68, pp. 419–432. <https://doi.org/10.1097/00010694-200606001-00017>
- Keeney, D. R. & Nelson, D. W. (1982). 'Nitrogen-inorganic forms'. Em: Page, A. L., Miller, R. H. & Keeney D.R. 'Methods of soil Analysis. Part 2, Chemical and Microbiological properties', pp. 643-698. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c33>
- Knapp, A. K., Conard, S. L. & Blair, J. M. (1998) 'Determinants of Soil CO₂ Flux from a Sub-Humid Grassland: Effect of Fire and Fire History'. *Ecological Applications*, 8, pp. 760–770. Consultado em: <http://www.jstor.org/stable/2641264%5Cnhttp://www.jstor.org/page/info/about/polic> (acedido em julho de 2017)
- Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B. & Von Lütow, M. (2008) 'An integrative approach of organic matter stabilization in temperate soils: Linking chemistry, physics, and biology'. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, pp. 5–13. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700215>
- Kowalenko, C. G., Iverson, K. C., and Cameron, D. R. (1978) 'Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilization on carbon dioxide evolution from field soils'. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, pp. 417–423. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90068-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90068-8)

- Litvak, M., Miller, S., Wofsy, S. C., & Goulden, M. (2003) 'Effect of stand age on whole ecosystem CO₂ exchange in the Canadian boreal forest'. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 108. <https://doi.org/10.1029/2001JD000854>
- Lal, R., J. M. & Follet, R. F. (1998) 'Pedospheric processes and the carbon cycle'. Em: Lal, R. et al. 'Soil processes and the carbon cycle', cap. 1, pp. 1-9.
- Lal, R. (2004) 'Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security'. *Science New York*, 304, pp. 1623–1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lapaca (2017). Consultado em: <http://www.lapacacr.com> (acedido em janeiro de 2017)
- Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V. & Wiese, L. (2017). 'Soil Organic Carbon the Hidden Potential'. *Banking*. <https://doi.org/10.1038/nrg2350>
- Liu, X., Wan, S., Su, B., Hui, D. & Luo, Y. (2002) 'Response of soil CO₂ efflux to water manipulation in a tallgrass prairie ecosystem'. *Plant and Soil*, 240, pp. 213–223. <https://doi.org/10.1023/A:1015744126533>
- Lloret, F., Piñol, J., Castellnou, M. (2009) 'Wildfires'. Em: Woodward, J., 'The Physical Geography of the Mediterranean', pp. 541–560.
- Lourenço, L. (1990) 'Impacte ambiental dos incêndios florestais'. *Cadernos de Geografia*, pp.143–150.
- Luo, Y., & Zhou, X. (2006) 'Soil respiration and the Environment'. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-088782-8.X5000-1>
- Madeira, M., Ricardo, R.P., Correia, A., Monteiro, F., Raposo, A.T., Constantino, J. & Duarte, J.M. (2004) 'Quantidade de Carbono orgânico nos solos de Portugal Continental e particularidades nos solos do noroeste e dos montados do sul'. *Edafologia*, 11, pp. 279-293.
- Maestre, F. T. & Cortina, J. (2003) 'Small-scale spatial variation in soil CO₂ efflux in a Mediterranean semiarid steppe'. *Applied Soil Ecology*, 23, pp. 199–209. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00050-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00050-7)
- Maia, S. M. F, Xavier, F. A. S., Oliviera, T. S., Mendonça, E. S. & Filho, J. A. A, (2007) 'Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceara, Brasil'. *Agroforestry Systems*, 71, pp. 127–138. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9063-8>
- Magill, A. H. & Aber, J. D. (1998) 'Long-term effects of experimental nitrogen additions on foliar litter decay and humus formation in forest ecosystems'. *Plant and Soil*, 203, pp. 301–311. <https://doi.org/10.1023/A:1004367000041>
- Malvar, M. C., Silva, F. C., Prats, S. A., Vieira, C.S., Coelho, C. O. A. & Keizer, J. J. (2017) 'Short-term effects of post-fire salvage logging on runoff and soil erosion'. *Forest Ecology and Management*, 400, pp. 555-567. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.031>

- Marañón-Jiménez, S., Castro, J., Kowalski, A. S., Serrano-Ortiz, P., Reverter, B. R., Sánchez-Cañete, E. P. & Zamora, R. (2011) 'Post-fire soil respiration in relation to burnt wood management in a Mediterranean mountain ecosystem'. *Forest Ecology and Management*, 261, pp. 1436–1447. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.030>
- Måren, I. E., Karki, S., Prajapati, C. & Kailash, R. (2015) 'Facing north or south : Does slope aspect impact forest stand characteristics and soil properties in a semiarid trans-Himalayan'. *Journal of Arid Environments*, 121, pp. 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.06.004>
- Marques, S., Garcia-Gonzalo, J., Botequim, B., Ricardo, a., Borges, J. G., Tome, M. & Oliveira, M. M. (2012) 'Assessing wildfire occurrence probability in Pinus pinaster Ait. stands in Portugal'. *Forest Systems*, 21, pp. 111–120. <https://doi.org/10.5424/fs/2112211-11374>
- Meira-Castro, A., Shakesby, R. A., Espinha Marques, J., Doerr, S. H., Meixedo, J. P., Teixeira, J. & Chaminé, H. I. (2015) 'Effects of prescribed fire on surface soil in a Pinus pinaster plantation, northern Portugal'. *Environmental Earth Sciences*, 73, pp. 3011–3018. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3516-y>
- Merino, A., Chávez-Vergara, B., Salgado, J., Fonturbel, M. T., García-Oliva, F. & Vega, J. A. (2015) 'Variability in the composition of charred litter generated by wildfire in different ecosystems'. *Catena*, 133, pp. 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.016>
- Mesquita, C. M. (2005) 'Avaliação integradado impacto do uso de agrotóxicos na microbiota do solo. Estudo de caso: Paty do Alferes – RJ'. Rio de Janeiro, Brasil.
- Metcalfe, D. B., Fisher, R. A. & Wardle, D. A. (2011) 'Plant communities as drivers of soil respiration: Pathways, mechanisms, and significance for global change'. *Biogeosciences*, 8, pp. 2047–2061. <https://doi.org/10.5194/bg-8-2047-2011>
- Mkhabela, M. S., Amiro, B. D., Barr, A. G., Black, T. A., Hawthorne, I., Kidston, J., McCaughey, J. H., Orchansky, A. L., Nesic, Z., Sass, A., Shashkov, A. & Zha, T. (2009) 'Comparison of carbon dynamics and water use efficiency following fire and harvesting in Canadian boreal forests'. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149, pp. 783–794. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.10.025>
- Moreira, F., Silva, J. S. & Rego, F. (2010) 'Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas'. *Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas*. ISBN: 978-972-8669-48-5
- Muñoz-Rojas, M., Lewandrowski, W., Erickson, T. E., Dixon, K. W. & Merritt, D. J. (2015) 'Soil respiration dynamics in fire affected semi-arid ecosystems: Effects of vegetation type and environmental factors'. *Science of the Total Environment*, 572, pp. 1385–1394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.086>
- Neary D. G., Klopatek C. C., DeBano L. F. & Ffolliott P. F. (1999) 'Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis'. *Forest Ecology and Management*, 122, pp. 51–71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8)

- Neary, D. G. ., Ryan, K. C. & DeBano, L. F. (2005) 'Wildland Fire in Ecosystems, effects of fire on soil and water'. *USDA-FS General Technical Report*, 250. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-7717.2009.01106.x>
- Niemeyer, J. C., Lolata, G. B., Carvalho, G. M. de, Da Silva, E. M., Sousa, J. P. & Nogueira, M. A. (2012) 'Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil'. *Applied Soil Ecology*, 59, pp. 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.03.019>
- Nipithwittaya S. & Sampanpanish P. (2012) 'Estimation of Soil Organic Carbon Concentration accumulated in Mangrove Forest Filtration System'. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 17, pp. 60-67.
- Olson, J. S. (1963) 'Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems'. *Ecology*, 44, pp. 322–331.
- Oyonarte, C., Rey, A., Raimundo, J., Miralles, I. & Escibano, P. (2012) 'The use of soil respiration as an ecological indicator in arid ecosystems of the SE of Spain: Spatial variability and controlling factors'. *Ecological Indicators*, 14, pp. 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.013>
- Pell, M., Stenstrom, J. & Granhal, U. (2006) 'Soil Respiration Introduction : Definition of, and Objectives for, Measuring Soil', cap 7.2, pp. 117–126.
- Pereira, A. I. H. (2013) 'Impacto do fogo no Carbono orgânico em solos do Centro de Portugal'. *Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro*.
- Pereira, P., Úbeda, X. & Martin, D. A. (2012) 'Fire severity effects on ash chemical composition and water-extractable elements'. *Geoderma*, 191, pp. 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.005>
- Pereira, P., Úbeda, X., Mataix-Solera, J., Oliva, M. & Novara, A. (2014) 'Short-term changes in soil Munsell colour value, organic matter content and soil water repellency after a spring grassland fire in Lithuania'. *Solid Earth*, 5, pp. 209–225. <https://doi.org/10.5194/se-5-209-2014>
- Pluske, W. (2008) 'Total Organic Carbon'. Consultado em: http://en.wikipedia.org/wiki/Total_organic_carbon (acedido em julho de 2017)
- Pook, E. & Moore, C. (1966) 'The influence of aspect on the composition and structure of dry sclerophyll forest on black mountain Canberra', *ACT. Aust. J. Bot.*, 14, pp. 223-242.
- Pribyl, D. W. (2010) 'A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor'. *Geoderma*, 156, pp. 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- Raich, J. W. & Potter, C. S. (1995) 'Global patterns of carbon dioxide emissions from soils'. *Global Biogeochemical Cycles*, 9, pp. 23-36. <https://doi.org/10.1029/94GB02723>

- Restaino, J. C. & Peterson, D. L. (2013) 'Wildfire and fuel treatment effects on forest carbon dynamics in the western United States'. *Forest Ecology and Management*, 303, pp. 460–60. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.043>
- Rey, A., Pegoraro, E., Oyonarte, C., Were, A., Escribano, P. & Raimundo, J. (2011) 'Impact of land degradation on soil respiration in a steppe (*Stipa tenacissima* L.) semi-arid ecosystem in the SE of Spain'. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, pp. 393–403. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.007>
- Robichaud, P. R., Beyers, J. L. & Neary, D. G. (2000) 'Evaluating the Effectiveness of Postfire Rehabilitation Treatments'. *USDA Forest Service General Technical ...*, RMRS-GTR-6, 85. Consultado em: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Evaluating+the+Effectiveness+of+Postfire+Rehabilitation+Treatments#0> (acedido a julho de 2017)
- Romero-Freire, A., Sierra Aragón, M., Martínez Garzón, F. J. & Martín Peinado, F. J. (2016) 'Is soil basal respiration a good indicator of soil pollution?' *Geoderma*, 263, pp. 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.006>
- Santín, C., Doerr, S. H., Shakesby, R. A., Bryant, R., Sheridan, G. J., Lane, P. N. J., Smith, H. G. & Bell, T. L. (2012) 'Carbon loads, forms and sequestration potential within ash deposits produced by wildfire: New insights from the 2009 "Black Saturday" fires, Australia'. *European Journal of Forest Research*, 131, pp. 1245–1253. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0595-8>
- Saiya-Cork, K. R., Sinsabaugh, R. L. & Zak, D. R. (2002) 'The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil'. *Soil Biology Biochemistry*, 34, pp. 1309–1315. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00074-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00074-3)
- Serrano-Ortiz, P., Marañón-Jiménez, S., Reverter, B. R., Sánchez-Cañete, E. P., Castro, J., Zamora, R. & Kowalski, A. S. (2011) 'Post-fire salvage logging reduces carbon sequestration in Mediterranean coniferous forest'. *Forest Ecology and Management*, 262, pp. 2287–2296. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.023>
- Shakesby, R. A. (2011) 'Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions'. *Earth-Science Reviews*, 105, pp. 71–100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Shakesby, R. A., & Doerr, S. H. (2006) 'Wildfire as a hydrological and geomorphological agent'. *Earth-Science Reviews*, 74, pp. 269–307. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.006>
- Shimadzu (2008) 'Shimadzu TOC-V Series - Total Organic Carbon Analyzer 5000a'. pp. 20. Consultado em: <http://www.shimadzu.com> (acedido em janeiro de 2017)
- Silva, J. (2007) 'A floresta cultivada'. *Árvores e Florestas de Portugal. Pinhais e Eucaliptais*, 4. ISBN: 978-989-619-101-6.

- Soil Classification Working Group (1998) 'The Canadian System of Soil Classification'. *The Canadian System of Soil Classification, 3rd Ed. Agriculture and Agri-Food Canada Publication 1646*, 187.
- Stoof, C.R., Vervoort, R.W., Iwema, J., van den Elsen, E., Ferreira, A.J.D. & Ritsema, C.J. (2012) 'Hydrological response of a small catchment burned by experimental fire'. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, pp. 267–285. <https://doi.org/10.5194/hess-16-267-2012>
- Tan, K. H. (1996). *Soil Sampling, Preparation, and Analysis*. Marcel Dekker, New York.
- Tongway, D. J., Hindley, N. L. (2004) 'Landscape Function Analysis'. *Landscape*, pp. 2614-2614. [https://doi.org/10.1016/S0022-3913\(12\)00047-9](https://doi.org/10.1016/S0022-3913(12)00047-9)
- Uribe, C., Inclán, R., Sánchez, D. M., Clavero, M. A., Fernández, A. M., Morante, R., Cerdeña, A., Blanco, A. & Van Miegroet, H. (2013). Effect of wildfires on soil respiration in three typical Mediterranean forest ecosystems in Madrid, Spain. *Plant and Soil*, 369, pp. 403–420. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1576-x>
- Vega, J. A., Fontúrbel, T., Merino, A., Fernández, C., Ferreiro, A. & Jiménez, E. (2013) 'Testing the ability of visual indicators of soil burn severity to reflect changes in soil chemical and microbial properties in pine forests and shrubland'. *Plant and Soil*, 369, pp. 73–91. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1532-9>
- Vitousek, P. M. & Howarth, R. W. (1991) 'Nitrogen limitation on land and in the sea, How can it occur?'. *Biogeochemistry*, 13, pp. 87–115. <https://doi.org/10.1007/BF00002772>
- Wainwright, J., Thornes, J. B. (2003) 'Environmental Issues in the Mediterranean: Processes and perspectives from the past and present', pp.1-479. <https://doi.org/10.4324/9780203495490>
- Wendling, I. J. (2011) 'Produtividade e valor nutritivo do Capim.Braquiária em sistemas silvipastoris com eucalipto e acácia abudados com nitrogênio'. Minas Gerais, Brasil.
- Westerling, A. L. (2006) 'Warming and Earlier Spring Increase Western U.S. Forest Wildfire Activity'. *Science*, 313, pp. 940–943. <https://doi.org/10.1126/science.1128834>
- Whitbread, A. M. (1995) 'Soil organic matter: its fractionation and role in soil structure'. *Soil Organic Matter Management for Sustainable*, pp. 124-163.
- Wilson, J. R. (1988) 'Influence o planting four tree species on the yield and soil water status of green panic pasture in subhumid south-east Queensland'. *Tropical Grasslands*, 32, pp. 209-220.
- Wu, J., Liu, Z., Huang, G., Chen, D., Zhang, W., Shao, Y., Wan, S. & Fu, S. (2014) 'Response of soil respiration and ecosystem carbon budget to vegetation removal in Eucalyptus plantations with contrasting ages'. *Scientific Reports*, 4, 6262. <https://doi.org/10.1038/srep06262>

- Xu, L., Baldocchi, D. D. & Tang, J. (2004) 'How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature'. *Global Biogeochemical Cycles*, 18, pp 1-10. <https://doi.org/10.1029/2004GB002281>
- Zavala, L. M., Jordán, A., Bellinfante, N. & Gil, J. (2010) 'Relationships between rock fragment cover and soil hydrological response in a Mediterranean environment'. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56, pp. 95–104. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2009.00429.x>
- Zavala, L. M., Celis, R. & Jordán, A. (2014) 'How wildfires affect soil properties. A brief review'. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40, pp. 311-332. <https://doi.org/10.18172/cig.2522>